

Entwicklung einer Einbohrloch-Messsonde zur Bestimmung der horizontalen Fließparameter ohne Störung des Strömungsfeldes

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der
Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs
genehmigte Dissertation

vorgelegt von
Diplom-Ingenieur
Alexander Morgenstern
aus Erlabrunn in Sachsen

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. H.-J. Voigt
Prof. Dr. rer. nat. habil. J. Schön

Tag der mündlichen Prüfung: 26.09.2005

ISSN 1430-0176 Proceedings des DGFZ e.V., Heft 28, 2004

Herausgeber: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden

Redaktion: Prof. Dr.-Ing. habil. L. Luckner

Verlag: Selbstverlag des Herausgebers
Verlagsort: Dresden, BR Deutschland

Bezugsmöglichkeit: beim Herausgeber und
vom Dokumentenserver der Bibliothek der BTU Cottbus (farbige Version)

Der Nachdruck der Beiträge bedarf der Genehmigung durch den Herausgeber
und der Quellenangabe.

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V. (DGFZ) in den Jahren 2000 - 2005 und basiert auf den Ergebnissen zweier durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (BMWA) geförderter FuE-Projekte. Die hervorragenden Bedingungen und Möglichkeiten der Projektbearbeitung am DGFZ, unter der Leitung von Prof. Dr. L. Luckner, und das daraus resultierende sehr angenehme Arbeitsklima bildeten die Voraussetzung für die Realisierung dieser Promotion.

Herrn Prof. Dr. H.-J. Voigt danke ich für sein Interesse und die Bereitschaft zur Begutachtung der Arbeit seitens der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus.

Für die angenehme Zusammenarbeit und fachlichen Diskussionen während der Projektlaufzeit und schließlich die Übernahme des Koreferates möchte ich mich bei Prof. Dr. J. Schön herzlich bedanken. Seine kritische Manuskriptdurchsicht und guten Hinweise trugen in erheblichem Maße zur Strukturierung und Fertigstellung dieser Arbeit bei.

Herrn Dr. H. Petzold danke ich für sein Koreferat und die aus seiner Sicht der Praxisrelevanz des Messsystems entstandenen interessanten fachlichen Diskussionen.

An dieser Stelle sei allen Mitarbeitern des Grundwasserzentrums Dresden gedankt, die mir Unterstützung bei meinen Forschungsarbeiten entgegengebracht haben. Besonderer Dank gilt Dr. F. Börner, der maßgeblichen Anteil an der Projektidee hatte und damit diese sehr interessante Aufgabenstellung zur Verfügung stellte. Mit seiner in jeder Hinsicht fachlichen Unterstützung und den vielen fruchtbaren Diskussionen trug er entscheidend zum Gelingen bei. Seine Weitsicht und Erfahrungen bei der Bewertung (auch problematischer) experimenteller Messdaten waren oft die Ermutigung, den beschrittenen Weg zu Ende zu gehen. Dr. Mike Müller, Bianca Weihnacht und Susann Berthold danke ich sowohl für die fachlichen Diskussionen im Endzustand der Arbeit als auch für die Hinweise bei der Nutzung von LATEX. Bedanken möchte ich mich ebenfalls bei Michael Mede, der besonders bei der technischen Lösung konstruktiver Fragestellungen ein zuverlässiger Ansprechpartner war.

Den Mitarbeitern der LogIn GmbH danke ich für gute die Zusammenarbeit im Rahmen der Projektbearbeitung und den Bohrlochsondenbau.

Wesentlichen Anteil an der Durchführung und Auswertung von Testmessungen sowie der Datenauswertung hatten die studentischen Hilfskräfte Michaela Surke und Cristina Alejandra Molina Ravanal. Ihnen sei an dieser Stelle gedankt.

Besonders bedanke ich mich bei meiner Frau Yvonne und meinen Kindern Jonathan und Camila für ihr Verständnis und die Rücksicht, womit sie mir den nötigen Freiraum für die Realisierung dieser Arbeit gaben.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	i
Abbildungsverzeichnis	vi
Tabellenverzeichnis	xii
Symbolverzeichnis	xiii
Verzeichnis der Indizes	xiii
1 Einleitung und Ziel	1
2 Lösungsweg	4
3 Methoden zur Grundwasserströmungsmessung	6
3.1 Überblick	6
3.2 Mehrpegelverfahren	7
3.2.1 Geohydrologisches Dreieck	7
3.2.2 Mehrpegeltracermethode	7
3.3 Tracerverfolgung von der Erdoberfläche aus	7
3.3.1 Einpegel-Oberflächentracermethode	7
3.3.2 Methode des geladenen Körpers	8
3.4 Einbohrlochverfahren	9
3.4.1 Bestimmung von Vertikalströmungen	10
3.4.2 Bestimmung von Horizontalströmungen	11
3.5 Zusammenfassung der Messmethoden	16
4 Mathematisch-physikalische Grundlagen	19
4.1 Grundwasserbewegung und Stofftransport	19
4.2 Strömungsverhältnisse in Grundwassermessstellen und dem umgebenden Aquifer .	22
4.3 Stofftransportparameter/-vorgänge	27
4.3.1 Stoffstromdichte durch Strömungskonvektion	28

4.3.2	Stoffstromdichte durch Dichtekonvektion	28
4.3.3	Stoffstromdichte durch molekulare Diffusion	29
4.3.4	Vermischungsprozess der hydrodynamischen Dispersion	29
4.4	Nutzung von Tracern	31
4.5	Tracernachweismöglichkeiten	31
4.5.1	Elektrische Parameter	32
4.5.2	Geoelektrische Potenzialmessung/Widerstandsmessung	36
4.5.3	Temperaturmessung	39
4.6	Abschätzung der Transportparameter Diffusion/Konvektion	40
4.6.1	Stoffstromdichte durch Strömungskonvektion im Aquifer	40
4.6.2	Stoffstromdichte durch molekulare Diffusion	40
4.6.3	Stoffstromdichte durch Dichtekonvektion	41
4.6.4	Zusammenfassung	42
4.7	Messung der Grundwasserbewegung	43
4.7.1	Bestimmung der Filtergeschwindigkeit	43
4.7.2	Bestimmung der Strömungsrichtung	46
5	Einbohrloch-Messsonde zur Bestimmung der horizontalen Fließparameter	49
5.1	Verfahrenskonzept	49
5.2	Gesamtsystem	51
5.2.1	Sondenentwicklung und Bau	52
5.2.2	Steuer- und Orientierungsmodul	52
5.2.3	Tracermodul	53
5.2.4	Sensormodul	59
5.2.5	Mikropackermodul	63
5.3	Datenerfassung und -auswertung	63
6	Simulationsrechnungen	67
6.1	Konzept	67
6.2	Hydraulische Modellierung	68
6.2.1	Hydraulisches Simulationstool	68
6.2.2	Beschreibung des Modells	69
6.2.3	Szenarien und Ergebnisse der hydraulischen Modellierung	74
6.2.4	Szenarien und Ergebnisse der Stoff- und Wärmetransportmodellierung . . .	77
6.2.5	Zusammenfassung und Ergebnis	81
6.3	Elektrische Modellierung	83
6.3.1	Elektrisches Simulationstool	83
6.3.2	Elektrisches Modell	83

6.3.3	Szenarien und Ergebnisse der elektrischen Modellierung	84
6.3.4	Zusammenfassung und Ergebnis	86
6.4	Petrophysikalische Modellierung	93
6.4.1	Verwendetes Modell	93
6.4.2	Untersuchte Materialien	93
6.4.3	Ergebnisse	93
6.4.4	Zusammenfassung und Konsequenzen	94
7	Erprobung des Messsystems	96
7.1	Tests im Technikumsmaßstab	96
7.1.1	Überblick	96
7.1.2	Prüfstand im GWZ Dresden	96
7.1.3	VEGAS Modellaquifer „Schichtmodell“	107
7.2	Feldtests	112
7.2.1	Überblick	112
7.2.2	Testgebiet 1: Heidenreichstein (Österreich)	112
7.2.3	Testgebiet 2: Dresden	114
7.2.4	Testgebiet 3: Lengenfeld	117
7.2.5	Testgebiet 4: Zwickau	119
7.3	Zusammenfassung und Ergebnisse	123
8	Zusammenfassung und Ausblick	124
	Literatur	128
A	α-Werte ausgebauter Bohrungen	133
B	Konstruktionszeichnung des Elektroenträgers	135
C	Petrophysikalische Modellergebnisse	137
D	k_f-Werte der Prüfstandsmaterialien	145
E	Vergleich verschiedener Elektrodenkonfigurationen	146
F	Vergleich unterschiedlicher Tracer	148
G	Messbeispiel zur Auswertung	150
H	Testgebiet 1: Heidenreichstein, Fließrichtungsmessungen	151

I	Testgebiet 2: Dresden, T/Lf-Logs	154
J	Testgebiet 2: Dresden, Fließrichtungsmessungen	155
K	Testgebiet 4: Zwickau, Fließrichtungsmessungen	157
L	Testgebiet 4: Zwickau, Messbeispiel GWM 637	159

Abbildungsverzeichnis

1.1	Grundprinzip des Messsystems	3
2.1	Bearbeitungsstruktur	5
3.1	Überblick über die Methoden zur Grundwasserströmungsmessung	6
3.2	Prinzipdarstellung der Einpegel-Oberflächentracermethode (SEBULKE 1993) . . .	8
3.3	Methodische Ansätze der Fließrichtungsmessung in einem Bohrloch	9
3.4	Typische Formen von Temperaturlogs in Bohrungen bei verschiedenen Strömungsverhältnissen: (a) - artesische Messstelle mit zwei Zuflussbereichen, (b) - Zufluss und Abfluss aus zwei Aquiferen mit unterschiedlichen Druckniveaus, aufsteigende Strömung, (c) - Zufluss aus einem und Abfluss in zwei Aquifere mit unterschiedlichen Druckniveaus, absteigende Strömung	10
3.5	Zuflussprofilierung mit einem Impellerflowmeter	11
3.6	Radionuklidtracersonde nach (KRÄTZSCHMAR 1966)	12
3.7	Dunkelfeldmesstechnik des GFV-Messsystems (SCHÖTTLER 2000)	12
3.8	FMR-Messsonde und Ergebnis einer Fließrichtungsmessung (LUX 1999)	13
3.9	Ergebnisse einer Farbracermessung (SCHÖN 1999)	14
3.10	Fließrichtungsbestimmung mit einem Leitfähigkeitstracer	15
3.11	Konstruktiver Aufbau des Doppelmantelpackersystems	16
4.1	Potenziallinien (Grundwassergleichen) und Stromlinien (dunkel)	22
4.2	parallele Stromlinien im ungestörten Aquifer (links) und Verzerrung des Strömungsfeldes durch den Einfluss einer Grundwassermessstelle (nach (BERGMANN 1970))(rechts)	23
4.3	Vertikale Schnittebene durch ein Filterrohr nach (BERGMANN 1970)	25
4.4	Schematische Darstellung des Strömungsfeldes am Filterrohr als Quellen- und Senkenkette nach (BERGMANN 1970)	26
4.5	Aufbau der Doppelschicht nach (KUNTZE 1994)	35
4.6	Potenzialverteilung in der Doppelschicht	35
4.7	Abhängigkeit der Gesteinsleitfähigkeit σ_0 von der Leitfähigkeit des Porenfluides σ_w und der Grenzflächenleitfähigkeit	36

4.8	Prinzipdarstellung des elektrischen Feldes einer Dipol-Dipol-Messanordnung	37
4.9	Gegenüberstellung der theoretisch und experimentell ermittelten Konfigurations- faktoren	39
4.10	Parameter für die Bestimmung der horizontalen Grundwassergeschwindigkeit	43
4.11	Zeitverlauf des Tracervorganges bezüglich des spezifischen Messwertes	44
4.12	Messwertverteilung bezüglich der Sondenmessebene	46
4.13	Elliptische Ausbildungsform einer Tracerfahne mit Angabe des Grundwasserzu- stromes bezüglich des Koordinatensystems	47
4.14	Beispiel der experimentell ermittelten, zeitabhängigen, richtungsspezifischen Messwertverteilung für den Fall einer nach Osten gerichteten Strömung	47
4.15	Prinzipielle radiale Messwertverteilung	48
5.1	Schema des Messprinzips unter Nutzung des Tracerringraumverfahrens	50
5.2	Prototyp der Messsonde und Anordnung der Teilmodule	51
5.3	Übertagetechnik zur Durchführung der Bohrlochmessung	51
5.4	Testsonde mit Anschlusskabeln	53
5.5	Wirkprinzip von Tracerbehälter und Tracersack: 1-vorher, 2-Tracervorgang, 3-danach	54
5.6	Prinzip des Tracerringraumes im Horizontal- und Vertikalschnitt	55
5.7	schematische Darstellung des Ringraumaustausches	56
5.8	Tracermodule mit Ringschläuchen und Mikropackern	56
5.9	Visualisierung des Tracerringraumaustausches an Hand von 4 Teilaufnahmen	56
5.10	Wasserdichte in Abhängigkeit der Leitfähigkeit und Temperatur, berechnet nach (PERKIN 1980) und (CHEN 1986)	59
5.11	Sensormodul mit Elektrodenarray und Temperatursensoren in der Messebene, so- wie den Mikropackern	60
5.12	Vergleich der Sensitivitäten der Anordnung nach Schlumberger (links) und der Dipol-Dipol-Anordnung (rechts) nach (DIETRICH 1999)	61
5.13	Schaltung der Elektrodenkonfigurationen bezüglich der Mikropacker	62
5.14	Anschluss der Packerluftleitung (weiß) an der Sonde	63
5.15	Bildschirmanzeige des Messprogrammes UNI-2000 mit Messkurven	64
5.16	Flussbild der Messdatenauswertung	66
5.17	Prinzipieller Verlauf der Messwerte vor, während und nach dem Ringraumaustausch und Auswahl einzelner Messwertpaare	66
6.1	3-D Gitter des Modells mit der Sonde in einer 3-Zoll-Messstelle	70
6.2	Ausgangsgitter im Vertikalschnitt (links) und Beispiel der adaptiven Verfeinerung des Modellgitters im Vertikalschnitt (rechts)	72
6.3	Ausgangsgitter im Horizontalschnitt	72

6.4	Verteilung der Materialparameter im Modell (Horizontalschnitt)	72
6.5	Druckverteilung im Vertikalschnitt	73
6.6	Einfluss eines 3"-Filterrohres mit umgebender Ringraumschüttung auf die Grundwasserströmung in Abhängigkeit ohne (links) und mit (rechts) Anwesenheit einer Sonde im Filterrohr	74
6.7	Vektorielle Darstellung der Filtergeschwindigkeit im Bereich zwischen der Ringraumschüttung, dem Filterrohr und dem Tracerringraum in einer Messstelle (3"-Messstelle links und 5"-Messstelle (rechts)	75
6.8	Äquivalente Porosität in Abhängigkeit des Sonden- und Filterrohrdurchmessers . .	76
6.9	Darstellung der Konzentration innerhalb der zeitabhängigen Ausbreitung einer Tracerfahne im Vertikalschnitt durch eine 5"-Messstelle	77
6.10	Konzentrations- und Temperaturfeld zum Zeitpunkt des Tracermaximums - Startzustand in einer 3"-Messstelle	79
6.11	Konzentrations- und Temperaturfeld 60 s nach dem Tracermaximum	79
6.12	Konzentrations- und Temperaturfeld 120 s nach dem Tracermaximum	79
6.13	Konzentrations- und Temperaturfeld im Horizontalschnitt 120 s nach dem Tracermaximum	80
6.14	horizontales Konzentrationsfeld 120 s nach dem Tracermaximum in einer 5"-Messstelle	80
6.15	Vertikale Verlagerung eines Konzentrations- und Temperaturtracers durch Konvektion in einer 5"-Messstelle 120 s nach dem Tracermaximum	81
6.16	Lage des elektrischen Modellgebietes in Relation zum Bereich zwischen zwei Stromelektroden an der Sondenoberfläche mit Angaben zur Grundwasserströmungsrichtung und ausgebildeter Tracerfahne	85
6.17	Geometrie des elektrischen Modellgebietes mit Angabe der Gittervernetzung . . .	85
6.18	Darstellung von Fall 1, 2 und 3 (ohne Packer)	89
6.19	Darstellung von Fall 4 (mit Packer, aber ohne Tracer)	90
6.20	Darstellung von Fall 5, 6 und 7 (mit Packer und deion. Wasser als Tracer)	91
6.21	Darstellung von Fall 8, 9 und 10 (mit Packer und Salzlösung als Tracer)	92
6.22	Gesteinsleitfähigkeitsbereiche von Ton und verschiedenen Sanden	95
6.23	Gesteinsleitfähigkeitsbereiche von Sandsteinen	95
7.1	Aufbau des Prüfstandes im Querschnitt	97
7.2	Blick in den Behälter während der Aufbauphase mit Infiltrations- und Exfiltrationselementen sowie Filterrohr	98
7.3	Fertiggestellter Prüfstand im GWZ Dresden	98

7.4	Vertikalprofile der Filtergeschwindigkeit im Prüfstand aus den Messdaten des Fluid-Loggings	100
7.5	Vergleich der Messergebnisse einer Dipol-Dipol- und einer Schlumberger-Anordnung	101
7.6	Vergleich der Messergebnisse einer einfachen Dipol-Dipol-Anordnung und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	101
7.7	Messergebnisse bei der Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	102
7.8	Messergebnisse bei der Verwendung von Salzwasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	102
7.9	Verdünnungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Messwinkels aus den Messdaten der Potenzialdifferenz (a) und der Temperatur (b)	103
7.10	Verteilung der Filterschlitzte des Filterrohres im Prüfstand mit der nach Nord ausgerichteten Sonde	104
7.11	Verteilung der Potenzialdifferenzen in Folge der Filterschlitzte im Prüfstand	104
7.12	Geschwindigkeitskorrekturfaktor α für die Auswertung der elektrischen Potenzialdifferenzen (a) und der Temperaturdaten (b)	106
7.13	Richtungsspezifische Mittelwerte der Potenzialdifferenz in Abhängigkeit von der Zeit vor und nach einem Tracervorgang mit deionisiertem Wasser	107
7.14	zeitabhängige radiale Verteilung des Tracerfaktors	107
7.15	Vertikalschnitt des VEGAS Modellaquifers „Schichtmodell“ (Zeichnung von O. Trötschler)	108
7.16	Vertikalprofil der Verdünnungsgeschwindigkeit im Schichtmodell als Ergebnis des Fluid-Loggings	109
7.17	Radiale Geschwindigkeitsverteilung um die Sonde in Abhängigkeit des Messwinkels	111
7.18	Messtelle BL1 mit aufgebauter Messeinrichtung, bestehend aus Geoelektrikapparaturs GMS150s, Feldlaptop und Tracerpumpe (vorn rechts)	113
7.19	Ausschnitt aus dem Grundwassergleichenplan mit Angabe der gemessenen Grundwasserfließrichtungen in den Messstellen BL1, BL2 und BL8	114
7.20	Geologischer Schnitt am Südrand von Dresden mit Lage der LGB1	115
7.21	Ausbau der Bohrungen LGB1 und LGB2	116
7.22	Detaillkarte des Untersuchungsgebietes mit der Lage der Messstellen	118
7.23	29.08.02, GWM2, zeitabhängige radiale Temperaturindikation	119
7.24	27.11.02, GWM4, zeitabhängige radiale Indikation des Tracerfaktors aus den Widerstandsmessdaten	119

7.25	Ableitung der allgemeinen Grundwasserfließrichtung aus der Neigung der Grundwasseroberfläche und Angabe der in den einzelnen Messstellen ermittelten Fließrichtungen	119
7.26	Messeinsatz an der GWM 702	121
7.27	Untersuchungsgebiet im Stadtgebiet von Zwickau mit den Grundwassermessstellen und den Ergebnissen der Fließrichtungsmessungen (2003:links, 2004:rechts)(Der Grundwassergleichenplan wurde erstellt von: C-W-H GmbH (2003): Ergebnisse einer Grundwasserstichtagsmessung 25.11.03 mit Isohypsenkonstruktion für den Grundwasserleiter Quartär im Stadtzentrum und südlichen Stadtgebiet von Zwickau. - Kändler.)	122
A.1	α -Werte ausgebauter Bohrungen für Filterrohrdurchmesser DN 100 und Schlitzweiten von 0,2 und 0,3 mm ((KLOTZ 1978)	134
B.1	Technische Zeichnung des Elektrodenträgers des Sondenprototyps	136
C.1	Gesteinsleitfähigkeit von Ton/Schluff	138
C.2	Gesteinsleitfähigkeit von Feinsand	139
C.3	Gesteinsleitfähigkeit von Mittelsand	140
C.4	Gesteinsleitfähigkeit von Grobsand	141
C.5	Gesteinsleitfähigkeit von leicht verfestigtem Sandstein	142
C.6	Gesteinsleitfähigkeit von mittel verfestigtem Sandstein	143
C.7	Gesteinsleitfähigkeit von stark verfestigtem Sandstein	144
E.1	Vergleich der Messergebnisse einer Dipol-Dipol- und einer Schlumberger-Anordnung	147
E.2	Vergleich der Messergebnisse einer einfachen Dipol-Dipol-Anordnung und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	147
F.1	Messergebnisse bei der Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	149
F.2	Messergebnisse bei der Verwendung von Salzwasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer	149
G.1	Verdünnungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Messwinkels und der Auswertzeit	150
H.1	Heidenreichstein, Messstelle BL1, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes	151

H.2	Heidenreichstein, Messstelle BL2, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes	152
H.3	Heidenreichstein, Messstelle BL8, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes	153
I.1	Messkurven der Temperatur und Leitfähigkeit in der LGB1 im Teufenbereich von 32 bis 88 m am 14.05.2003	154
I.2	Messkurven der Temperatur und Leitfähigkeit in der LGB2 im Teufenbereich von 46 bis 54 m am 14.05.2003	154
J.1	LGB1, radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in einer Teufe von 46,5 m und in Abhängigkeit verschiedener Elektrodenkonfigurationen	156
J.2	LGB2, radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in einer Teufe von 47,5 m	156
L.1	Messgebiet Zwickau, GWM 637, Radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in den Jahren 2003 und 2004	160

Tabellenverzeichnis

3.1	Überblick konventioneller Einbohrlochverfahren zur Messung der Grundwasserbewegung	17
4.1	Stoffstromdichten in Abhängigkeit der Triebkraft	42
6.1	Abmessungen des Untersuchungsgebietes	71
6.2	Modellparameter des Fluids (Grundwasser)	71
6.3	Modellparameter des Tracers	71
6.4	Modellparameter der Materialverteilung	73
6.5	Modellergebnisse der Abhängigkeit des Korrekturfaktors α vom Filterrohrdurchmesser	77
6.6	Übersicht der geoelektrischen Modellszenarien	88
6.7	Verwendete Materialien und deren Eigenschaften	94
7.1	Parameter zur α -Bestimmung	99
7.2	Mittelwerte von α in Abhängigkeit des Messverfahrens und der Filtergeschwindigkeit	105
7.3	Filtergeschwindigkeiten und Korrekturfaktoren α für die Sande des Schichtmodells	108
7.4	Auszug aus dem Messprotokoll Heidenreichstein	113
7.5	Auszug aus dem Messprotokoll LGB1	115
7.6	Auszug aus dem Messprotokoll LGB2	117
7.7	Vergleich ausgewählter Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2003 und 2004 . .	121
D.1	Experimentell bestimmte k_f -Werte der Sande und Kiese sowie des Prüfstandes . .	145
K.1	Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2003	158
K.2	Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2004	158

Symbolverzeichnis

Zeichen	Einheit	Größe
\vec{v}	m/s	Darcy-Geschwindigkeit
α		Korrekturfaktor für die horizontale Verzerrung des Strömungsfeldes infolge des Bohrlochausbaus
γ		Korrekturfaktor für die vertikale Verzerrung des Strömungsfeldes beim Einsatz von Messeinrichtungen und Packern
χ		Tortuosität
η		elektromolekularer Retardationsfaktor
η	$Pa \cdot s$	dynamische Viskosität
ρ	kg/m^3	Dichte
σ	S/m	Leitfähigkeit
ρ	Ωm	spezifischer Widerstand
σ_0	S/m	Gesteinsleitfähigkeit bei 100 % Sättigung
σ_{gr}	S/m	Grenzflächenleitfähigkeit
σ_t	S/m	Gesteinsleitfähigkeit
σ_w	S/m	Leitfähigkeit des Porenfluids
$ v $	m/s	Korrekturkomponenten der Verdünnungsgeschwindigkeiten
B	$\Omega m/mol$	Äquivalentleitfähigkeit der Austauschionen
c,C	kg/m^3	Konzentration
c_i	kg/m^3	Konzentration der Komponente i
D	mm	mittlerer Korndurchmesser
$D_{M_{i,j}}$	m^2/s	molekularer Diffusionskoeffizient
grad h	m/m	hydraulischer Gradient
H	m	Höhe
I	A	Stromstärke
$J_i(D)$	$kg/(m^2s)$	Stoffstromdichte der Komponente i infolge molekularer Diffusion
$J_i(v)$	$kg/(m^2s)$	Stoffstromdichte der Komponente i infolge Strömungskonvektion
$J_i(\rho)$	$kg/(m^2s)$	Stoffstromdichte der Komponente i infolge Dichtekonvektion
K	m	Konfigurationsfaktor
K	m^2	spezifische Permeabilität
k_f	m/s	hydraulische Leitfähigkeit
k_n	m/s	hydraulische Leitfähigkeit des Materials n
m		Zementationsexponent
MW		Messwert

Zeichen	Einheit	Größe
n, n^*		Sättigungsexponenten
ϕ	Vol-%	Porosität
q	m/s	spezifischer Durchfluss
Q	m^3/s	Volumenstrom, Durchfluss
Q_V	$mmol/m^3$	Kationenaustauschkapazität, bezogen auf die Porosität
KAK	$mmol/kg$	Kationenaustauschkapazität, bezogen auf die Matrixmasse
r	m	Radius, Bohrlochradius
S_W	%	Wassersättigung
t	s	Zeit
U	V	elektrische Potenzialdifferenz
V	m^3	Volumen
v_a	m/s	Abstandsgeschwindigkeit
v_f	m/s	Filtergeschwindigkeit
v_g	m/s	Verdünnungsgeschwindigkeit
x, l	m	Abstand, Weg

Verzeichnis der Indizes

S	Sonde
P	Pegel
W	Wasser
T	bezogen auf die Temperatur
S	bezogen auf die Salinität bzw. Konzentration
abs	absolut, auf Absolutdruck bezogen
atm	auf Atmosphärendruck bezogen
fl	Fluid

1 Einleitung und Ziel

Eine grundlegende Aufgabenstellung bei Fragen des Grundwasserschutzes, des Umweltschutzes oder des Bauingenieurwesens stellt in der Erkundung der Grundwasserdynamik die Quantifizierung der Strömungsvorgänge dar. Die Kenntnis der Parameter des Grundwasserströmungsfeldes ist wesentlich für die Bewertung von Zu- und Abströmbereichen, für die Festlegung von Schutzgebietsgrenzen und Entwässerungsmaßnahmen, für die Beurteilung von Gefährdungspotenzialen und als Eingangsparameter für Modellierung und Monitoring erforderlich. Als Kontaktpunkte mit dem Untersuchungsobjekt Grundwasser werden Bohrungen und Grundwassermessstellen genutzt. Die Parameter, die das Grundwasserströmungsfeld charakterisieren, sind die Grundwasserfließrichtung und die Grundwasserfließgeschwindigkeit. Die Messbarkeit dieser Parameter hängt sehr wesentlich von der Größe der tatsächlichen hydraulischen Gradienten und der damit verbundenen Fließgeschwindigkeit ab. Je geringer die Fließgeschwindigkeit ist, desto problematischer ist ihre Messung, da der Messvorgang selbst sehr leicht das natürliche Strömungsfeld verändern kann. Dies betrifft insbesondere relativ geringe Filtergeschwindigkeiten im Bereich von etwa 0,5 bis 1,5 m/d, welche aber hohem Interesse unterliegen. Daraus resultiert sowohl ein hoher Anspruch an die Repräsentativität der durchgeführten Messungen als auch an die Qualität der Messstellen. Aus Gründen der Kosteneffizienz (insb. Reduzierung des Bohraufwandes) werden zunehmend Messverfahren eingesetzt, die eine Ermittlung der Strömungsrichtung und -geschwindigkeit des Grundwassers in einer einzigen Messstelle auch bei diesen Strömungsgeschwindigkeiten zum Ziel haben. Diese Verfahren werden als sog. Einbohrlochverfahren (single-well-method) bezeichnet. Verschiedene, in dieser Richtung durchgeführte Arbeiten weisen jedoch nach wie vor Defizite bezüglich reproduzierbarer Ergebnisse auf und werden häufig nicht den Anforderungen bezüglich Kosten und Genauigkeit gerecht. Dies liegt ursächlich darin begründet, dass grundlegende hydraulische Prozesse, die in Messstellen ablaufen, nicht ausreichend berücksichtigt werden. So liegt z. B. im Innenraum des Filters, wo diese Messungen vorgenommen werden, ein erheblich gestörtes Strömungsfeld vor. Des weiteren ist insbesondere bei radiometrischen Messverfahren die Akzeptanz und Genehmigungsfähigkeit nicht gegeben.

Die Grundlage dieser Arbeit bildete zunächst die Analyse der bestehenden Messverfahren. Dabei erfolgte eine Unterscheidung der Methoden, ob diese von der Erdoberfläche aus oder in einer Grundwassermessstelle vorgenommen werden.

Um großflächige Aussagen zu erhalten werden Messverfahren eingesetzt, bei welchen neben der Grundwassermessstelle das Messgebiet im Umfeld genutzt wird. Hierbei sind die sog. Einpegel-Oberflächentracermethoden zu nennen, bei welchen i. A. Untersuchungen mit speziellen, an der Erdoberfläche ausgelegten, Elektrodenarrays zur Detektion einer künstlich erzeugten Salztracervolke im Untergrund vorgenommen werden (beispielsweise von (BEVC 1991) und (WHITE 1994)). Dazu zählen ebenfalls die beiden Verfahren von Sebulke und Dehnert: „Methode des geladenen Körpers“ (SEBULKE 1993) und „mise-a-la-masse“ (DEHNERT 1999).

Eine spezielle Modifikation dieser Verfahren zur Gewinnung kleinräumiger Informationen stellt die sog. Messmanschette dar, welche in eine dafür abgeteufte Bohrung vor deren Wiederverfüllung eingebracht wurde und von über Tage betätigt werden kann (RIFAI 2002).

Um gezielte Informationen zu den Strömungsverhältnissen in Grundwassermessstellen zu erhalten, wurden spezielle Einbohrlochsysteme entwickelt.

Zur Untersuchung von Vertikalströmungen werden Flowmeter genutzt, wobei sich die angewandten Messprinzipien in Abgängigkeit von der Anwendung im offenen oder verrohrten Bohrloch unterscheiden. Weiterhin wird zwischen mechanischen Flowmetern mit Flügelrad und Flowmetern unter Verwendung geeigneter Tracer unterschieden. Von (KRÄTZSCHMAR 1966), (DROST 1988), (MOSER 1957), (MÜLLER 1999) und (KÄSS 1992) wurden Sonden mit radioaktiven Tracern entwickelt und beschrieben, deren Anwendbarkeit heute stark eingeschränkt ist. Auf die Anwendung thermischer Tracer gehen (SCHÖN 1996b) und (PITSCHER 2001) in ihren Arbeiten ein. Eine weitere Möglichkeit stellt das sowohl von (SCHÖN 1999) als auch von (ERTEL 1999) beschriebene Verfahren des Fluid-Logging dar, bei dem sowohl vertikale als auch horizontale Geschwindigkeitskomponenten bestimmt werden können. In diesem Zusammenhang steht auch das von (FULDA 1999) veröffentlichte Fluid-Logging mit Kartuschenaufsalzung.

Als echte Einbohrlochsysteme zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung werden Bohrlochsonden unter Verwendung von Farbtacern ((LUX 1999), (SCHÖN 1999) und (ENGLERT 2003)), unter Verwendung von Salztacern ((SCHÖN 1996a), (FULDA 1999) und (KESSELS 2002)) und Verfahren unter Nutzung der natürlichen Schwebstofffracht im Grundwasser ((GRAW 1995), (KEARL 1997), (SCHÖTTLER 2000), (NIESNER 2000) und (FENGLER 2002)) gezählt.

Theoretische Untersuchungen zum Einfluss einer Bohrung, deren Ausbau und einer darin befindlichen Messsonde auf die Grundwasserströmung wurden bereits von (RÖSLER 1967) vorgenommen. Von (BERGMANN 1970) erfolgte eine umfangreiche theoretische und experimentelle Betrachtung der Grundwasserbewegung am Filterrohr. Die bei zahlreichen Einbohrlochverfahren zur Anwendung kommende Untersuchung der Grundwasserströmung aus Verdünnungsmessungen innerhalb

Aus der Analyse der bekannten Messverfahren und der Herausarbeitung der Defizite erfolgte die Ableitung der Aufgabenstellung zur Entwicklung eines Einbohrlochsystems, welches die bisherigen Nachteile überwinden sollte. Als hauptsächliche Randbedingungen musste beachtet werden, dass die Störung des natürlichen Grundwasserströmungsfeldes durch die Messung selbst minimiert und mit unbedenklichen Tracern gearbeitet wird.

Bei mehreren Feldmessungen in realen Grundwassermessstellen wurde bereits der Nachweis der Funktionsfähigkeit des Messsystems erbracht und die Praxistauglichkeit gezeigt.

- Einbohrlochsystem zur Messung der Grundwasserbewegung
- Entwicklung eines Einbohrlochsystems zur Messung der Grundwasserbewegung bis zur Anwendungsreife (MORGENSTERN 2004)

The diagram illustrates a groundwater monitoring system. A vertical borehole is shown with a dashed line representing the groundwater level. A probe (Sonde) is inserted into the borehole. The probe consists of several modules: a sensor control and transmission module (Sensorsteuerung und Übertragungsmodul), an orientation module (Orientierungsmodul), a sensor module (Sensormodul), a tracer module (Tracermodul), and a tracer container (Tracerbehälter). The tracer container is shown releasing a tracer into the groundwater. The groundwater flow is indicated by arrows labeled 'GW'. A yellow box at the top right indicates the control and data acquisition system (Steuerung und Datenerfassung). A label 'Bohrung oder Messstelle mit Filterstrecke' points to the borehole area. The groundwater level is marked as 'Grundwasseroberfläche'.

3

2 Lösungsweg

Die Messung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit für die Untersuchung der Strömungsverhältnisse des Grundwassers stellt eine Herausforderung an die Entwicklung praxistauglicher Messmethoden dar.

Die Zielstellung dieser Arbeit bestand deshalb in der Entwicklung eines neuen Verfahrens zur Messung der Grundwasserbewegung, bei dem die, den bisherigen Methoden anhaftenden Nachteile behoben werden.

- Minimierung des Einflusses des gestörten Nahbereiches der Bohrung auf die Messwertbildung
- Vermeidung der Störung des hydraulischen Zustandes im und um das Filterrohr durch den Tracervorgang und die Nutzung eines adaptiven Tracers
- Entwicklung eines Systems mit der hohen Genauigkeit radiohydrometrischer Verfahren bei gleichzeitiger Umweltverträglichkeit

Die Vorgehensweise bei der Bearbeitung der Problematik ist dem Struktogramm in Abb. 2.1 zu entnehmen. Die Gliederung dieser Arbeit steht in engem Zusammenhang mit den einzelnen Arbeitsschritten.

Im nachfolgenden Kapitel werden zunächst die bisher bekannten und genutzten Methoden zur Grundwasserströmungsmessung beschrieben. Dabei wird im speziellen auf die unterschiedlichen Verfahren aus Literatur und Praxis eingegangen und abschließend eine Zusammenstellung/Vergleich vorgenommen.

Im Grundlagenkapitel werden insbesondere die physikalischen und mathematischen Grundlagen für die Beschreibung von Grundwasserströmungsprozessen dargestellt und ihre Beziehung zur Lösung des vorliegenden Falls erläutert.

Anschließend folgt die Beschreibung der entwickelten Sonde zur Grundwasserströmungsmessung mit Vorstellung des Verfahrenskonzeptes und der zum Messsystem gehörenden Teilmodule.

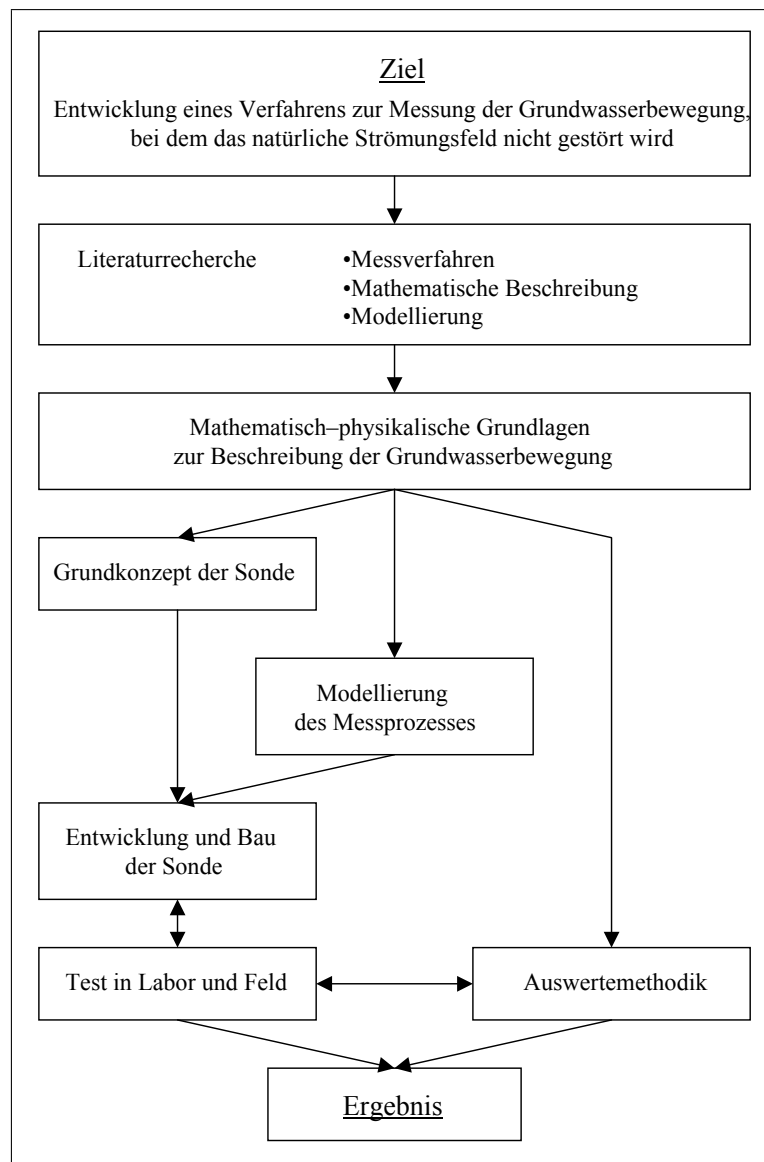


Abb. 2.1: Bearbeitungsstruktur

Darauf basierend werden die durchgeführten Simulationsrechnungen und deren Ergebnisse beschrieben.

Mit Sonden auf verschiedenen Entwicklungsstufen (Testsonden und Prototyp) wurden zahlreiche experimentelle Arbeiten durchgeführt. Dazu gehörten sowohl Messungen im Labor, im Technikum und Feld, deren Beschreibung in einem eigenen Kapitel erfolgt.

Die gewonnenen Informationen werden im Abschlusskapitel zusammengefasst und darauf basierend ein Ausblick auf weitere mögliche Einsatz- und Entwicklungsmöglichkeiten gegeben.

3 Methoden zur Grundwasserströmungsmessung

3.1 Überblick

Die bekannten Methoden zur Untersuchung der Grundwasserströmung lassen sich, wie aus der Übersicht in Abb. 3.1 zu entnehmen ist, in drei Kategorien einteilen:

1. Traditionell werden Messverfahren unter Ausnutzung mehrerer Grundwassermessstellen (sog. Mehrpegelverfahren) angewendet.
2. Die Entwicklung der Oberflächengeoelektrik ermöglichte die Anwendung von leitfähigen Tracern in oberflächennahen Grundwasserbereichen und deren messtechnischen Nachweis.
3. Die hauptsächliche Zielstellung besteht aber weiterhin in der Verbesserung der Einbohrlochverfahren, da diese praktisch eine Insitu-Messung vornehmen und in den meisten Fällen auch für größere Teufenbereiche konzipiert sind.

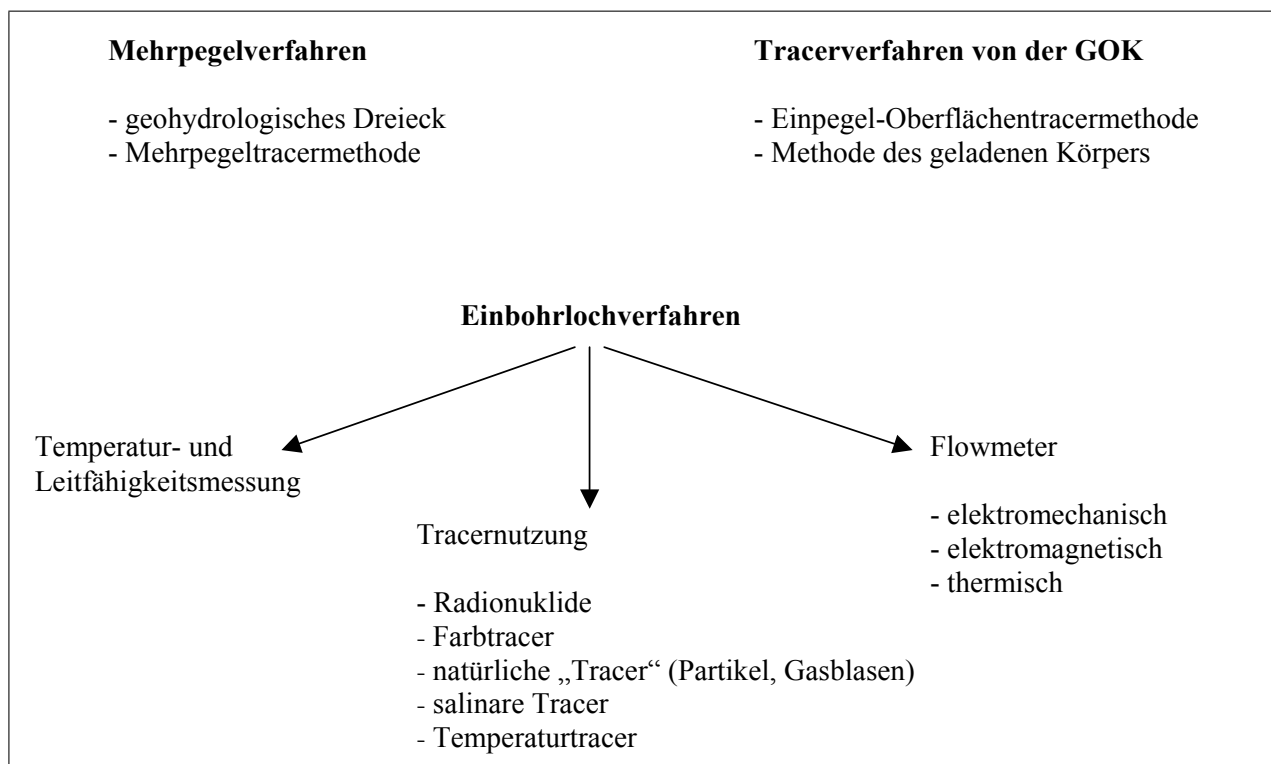


Abb. 3.1: Überblick über die Methoden zur Grundwasserströmungsmessung

3.2 Mehrpegelverfahren - Verfahren unter Nutzung mehrerer Grundwassermessstellen

Unter den klassischen Methoden zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung werden die Anwendung des geohydrologischen Dreiecks und die Mehrpegeltracermethode verstanden. Beide Verfahren bedingen das Vorhandensein mehrerer Grundwassermessstellen bzw. Pegel, die in Abhängigkeit der Anforderungen u. U. speziell errichtet werden müssen. Die Genauigkeit der aus den Messungen resultierenden Richtungsangabe ist somit von der Anzahl und der Positionierung der Messstellen abhängig.

3.2.1 Geohydrologisches Dreieck

Die Bestimmung der Grundwasseroberfläche für ebene Strömungsfelder aus den Messdaten der Wasserstandshöhen zwischen Punkten, die ein Dreieck bilden, ermöglicht unter der Voraussetzung homogener Durchlässigkeitsverteilung die Ableitung der Grundwasserfließrichtung in Richtung des maximalen Gefälles. Bei Vorliegen mehrerer Grundwasserstockwerke bedarf es daher einer Anzahl entsprechend ausgebauter Grundwassermessstellen.

3.2.2 Mehrpegeltracermethode

Bei diesem Verfahren wird in einem zentralen Bohrloch ein Tracer eingegeben und in umliegenden Bohrungen die Zeitabhängigkeit der Tracerkonzentration mit geeigneten Sensoren nachgewiesen. Aus diesen Informationen ist sowohl die Grundwasserfließrichtung unter Anwendung des Superpositionsprinzips als auch die Abstandsgeschwindigkeit zu bestimmen. Durch die Anzahl der notwendigen Messstellen und dem damit hohen Messaufwand entstehen z. T. erhebliche Kosten. Weiterhin ist die Untersuchung gering durchlässiger Aquifere mit einem großen Zeitaufwand verbunden.

3.3 Tracerverfolgung von der Erdoberfläche aus

3.3.1 Einpegel-Oberflächentracermethode

Eine Möglichkeit zur Bestimmung der Fließrichtung und Geschwindigkeit besteht nach (SEBULKE 1993) für oberflächennahe Grundwasserleiter in der Eingabe eines elektrolytischen Tracers mittels Rammpegel oder in eine Bohrung. Die Bestimmung der resultierenden Widerstandsveränderung des

Bodens erfolgt von der Erdoberfläche aus mit großflächigen ringförmigen geoelektrischen Messungen im Umkreis der Bohrung. Damit lässt sich der Abstrom und die sich ausbildende Tracerfahne beobachten. Nachteilig ist jedoch, dass dieses Verfahren nur bei einfachen hydraulischen Situationen im oberflächennahen Bereich möglich ist und ein verhältnismäßig großes ungestörtes Messgebiet für die Anordnung der Elektroden benötigt wird. Vergleichbar ist ebenfalls das von (BEVC 1991) vorgestellte Verfahren, wobei hier mit strahlenförmig vom Infiltrationspegel ausgehenden geoelektrischen Messungen gearbeitet wird.

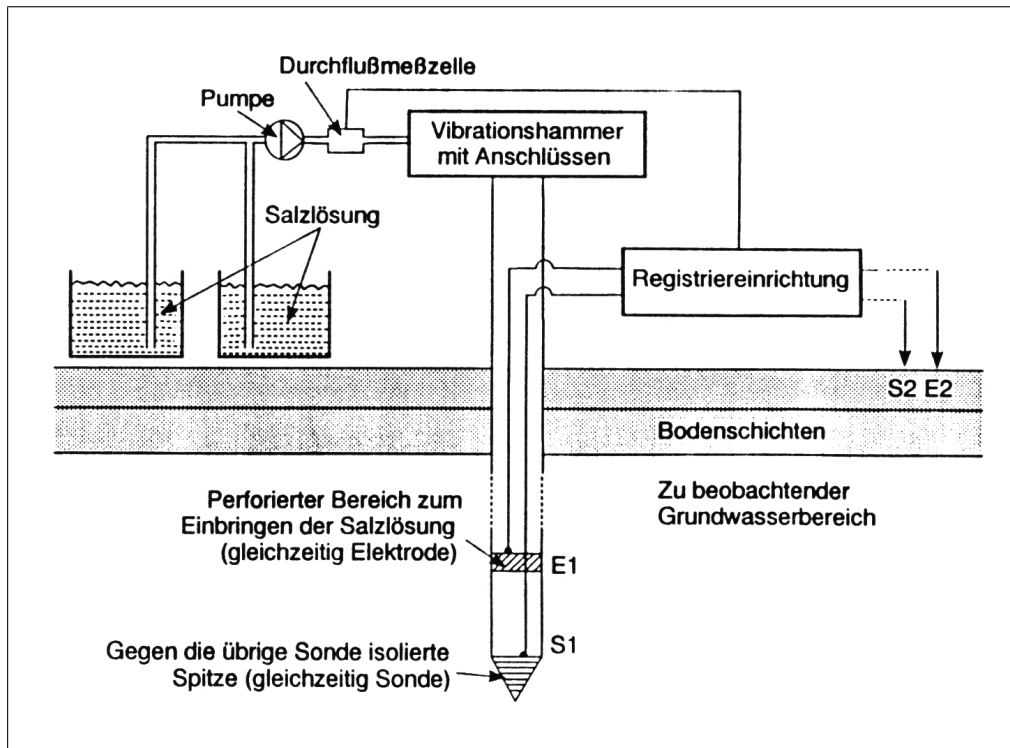


Abb. 3.2: Prinzipdarstellung der Einpegel-Oberflächentracermethode (SEBULKE 1993)

3.3.2 Methode des geladenen Körpers

Bei den von (REISSMANN 1996) und (DEHNERT 1999) vorgestellten Verfahren handelt es sich um eine Weiterentwicklung des Verfahrens „mise à la masse“. Diese ebenfalls nur für oberflächennahe Aquifere anwendbare geoelektrische Messmethode beruht auf der Beobachtung einer künstlich erzeugten und vom Grundwasser bewegten Leitfähigkeitsanomalie. Durch Infiltration einer konzentrierten Salzlösung in den Grundwasserleiter wird eine niederohmige Anomalie erzeugt. Unter Nutzung einer hohen Wechselspannung (bis zu 1000 V, 50 Hz) erfolgt eine elektrische Aufladung der Anomalie und damit die Erzeugung eines sog. „geladenen Körpers“, welcher von der Erdoberfläche aus detektiert wird. Mit dieser Methode ist eine integrale Verfolgung der durch die Grundwasserströmung hervorgerufenen Bewegung des „geladenen Körpers“ und daraus eine Abschät-

zung der Geschwindigkeit möglich. Ebenso wie bei dem o.g. Verfahren nach SEBULKE kann diese Methode nur bei einfachen hydraulischen Situationen im oberflächennahen Bereich angewendet werden. Außerdem ist ein verhältnismäßig großes, ungestörtes Messgebiet für die Anordnung der Elektroden notwendig.

3.4 Einbohrlochverfahren - Verfahren unter Nutzung einer Grundwassermessstelle

Die Messung der Grundwasserfließrichtung unter Nutzung eines einzigen Bohrloches ist eine der schwierigsten Aufgabenstellungen für die Bohrlochgeophysik. Entsprechende Messungen werden nur vereinzelt angeboten. Die Ergebnisse müssen sorgfältig interpretiert werden und können bis jetzt nur im Rahmen integrierter Untersuchungen genutzt werden. Bei den zur Anwendung kommenden Verfahren werden zwei grundsätzliche methodische Ansätze genutzt, wie sie in der Abbildung (Abb. 3.3) dargestellt sind. Entweder erfolgt die Messung der Fließrichtung innerhalb des wassergefüllten Bohrlochs bzw. der wassergefüllten Messstelle (z. B. (LUX 1999)) oder außerhalb der Filterrohres nur im porösen Ringraum bzw. im porösen oder klüftigen Gebirge (z. B. (KESSELS 1999)). In ausgebauten Grundwassermessstellen müssen dazu die Filterbereiche ausgewählt werden. Zumeist wird ein Tracer direkt in der Wassersäule des Bohrloches oder in den bohrlochnahen Raum in die Ringraumschüttung injiziert und dessen azimuthale Ausbreitung beobachtet.

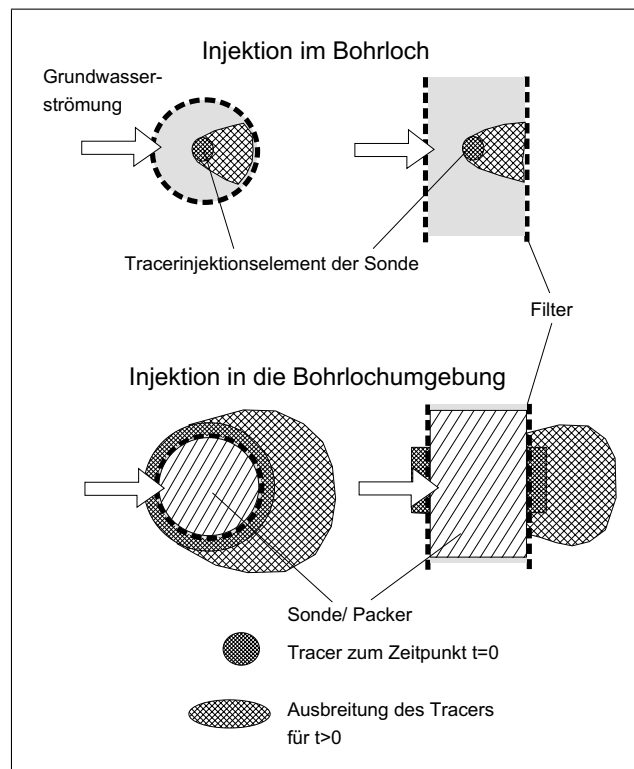


Abb. 3.3: Methodische Ansätze der Fließrichtungsmessung in einem Bohrloch

3.4.1 Bestimmung von Vertikalströmungen

Temperaturlog

An Hand von hochauflösenden Temperaturlogs lassen sich grundlegende Informationen zur Wasserdynamik in einer Bohrung ableiten. Einige typische Kurvenformen für Bohrungen mit unterschiedlichen vertikalen und horizontalen Strömungsbedingungen sind in Abb. 3.4 dargestellt. Aus dem Verlauf des jeweiligen Temperaturlogs lassen sich unter Berücksichtigung des geothermischen Temperaturgradienten Fließbewegungen ableiten.

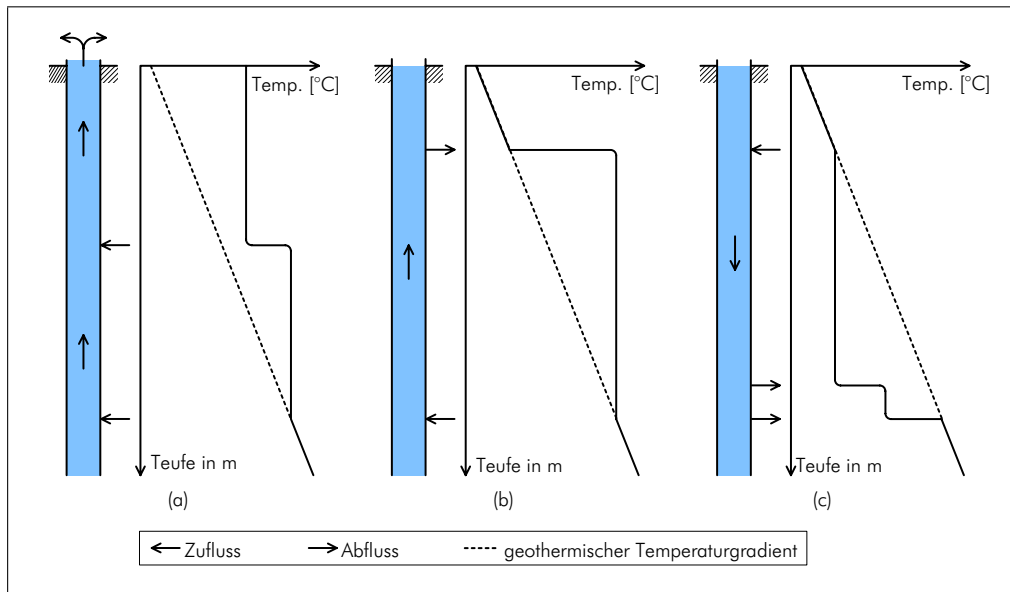


Abb. 3.4: Typische Formen von Temperaturlogs in Bohrungen bei verschiedenen Strömungsverhältnissen: (a) - artesischer Messort mit zwei Zuflussbereichen, (b) - Zufluss und Abfluss aus zwei Aquiferen mit unterschiedlichen Druckniveaus, aufsteigende Strömung, (c) - Zufluss aus einem und Abfluss in zwei Aquifere mit unterschiedlichen Druckniveaus, absteigende Strömung

Fluid-Logging

Eine spezielle Anwendungsform der meist kombinierten Messung von Temperatur und Leitfähigkeit stellt das Verfahren des Fluidlogging dar, welches in einem folgenden Abschnitt beschrieben wird. Mit diesem Verfahren lassen sich sowohl Vertikal- als auch Horizontalströmungen bestimmen.

Flowmeter

Zur Messung vertikaler Fließgeschwindigkeiten im Bohrloch bzw. einer Grundwassermessstelle werden Flowmeter eingesetzt. Diese arbeiten nach unterschiedlichen Messprinzipien: es gibt elektromechanische Flügelrad- oder Impellerflowmeter, auf thermischen Messverfahren basierende Heat-pulse Flowmeter und Thermoflowmeter, bei denen die Wärmeabfuhr eines vom Wasser

umströmten geheizten Sensorelements bestimmt wird ((BARCZEWSKI 1995) und (BARCZEWSKI 2004)) sowie elektromagnetisch/induktive Flowmeter. Als Messgröße werden die speziellen Indikationen des Messsystems pro Zeiteinheit (z.B. U/min, cps) erfasst und daraus die Fließgeschwindigkeiten berechnet. Die Abb. 3.5 zeigt am Beispiel eines Impellerflowmeters die Einsatzmöglichkeit zur Zuflussprofilierung. Der Verlauf der Messkurve im rechten Bildteil zeigt die Zuströmung in verschiedenen Teufenbereichen.

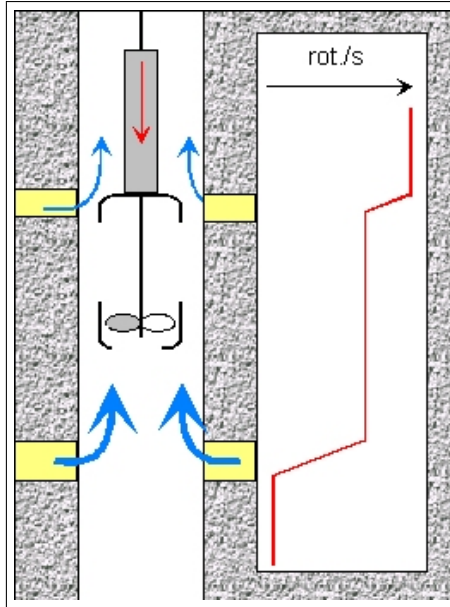


Abb. 3.5: Zuflussprofilierung mit einem Impellerflowmeter

Neben der Abgrenzung von Zuflussbereichen lassen sich auch Untersuchungen zur Bestimmung der Filterdurchlässigkeit durchführen.

3.4.2 Bestimmung von Horizontalströmungen

Nutzung radioaktiver Tracer

Bei dem von (KRÄTZSCHMAR 1966) entwickelten Verfahren kommt ein radioaktiver Tracer zum Einsatz, welcher in den zu untersuchenden Bohrlochabschnitt injiziert wird. Unter Nutzung von Strahlungsdetektoren, die mit einem Kollimator gekoppelt sind, wird die azimuthale Verteilung der Strahlungsintensität ermittelt. Aus der Lage des Maximums im Diagramm lässt sich die Strömungsrichtung bestimmen. Über eine Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit mit dieser Methode wird nicht berichtet. Unter heutigen Aspekten des Grundwasserschutzes stößt dieses Verfahren jedoch auf hohe Akzeptanzprobleme und ist meist nicht genehmigungsfähig.

Grundwasser-Fluss-Visualisierungs-Messsystem (GFV)

Bei dem von (SCHÖTTLER 2000) entwickelten Verfahren handelt es sich um eine optische Methode zur Bestimmung der Strömungsparameter unter Nutzung der natürlichen Inhomogenitäten des

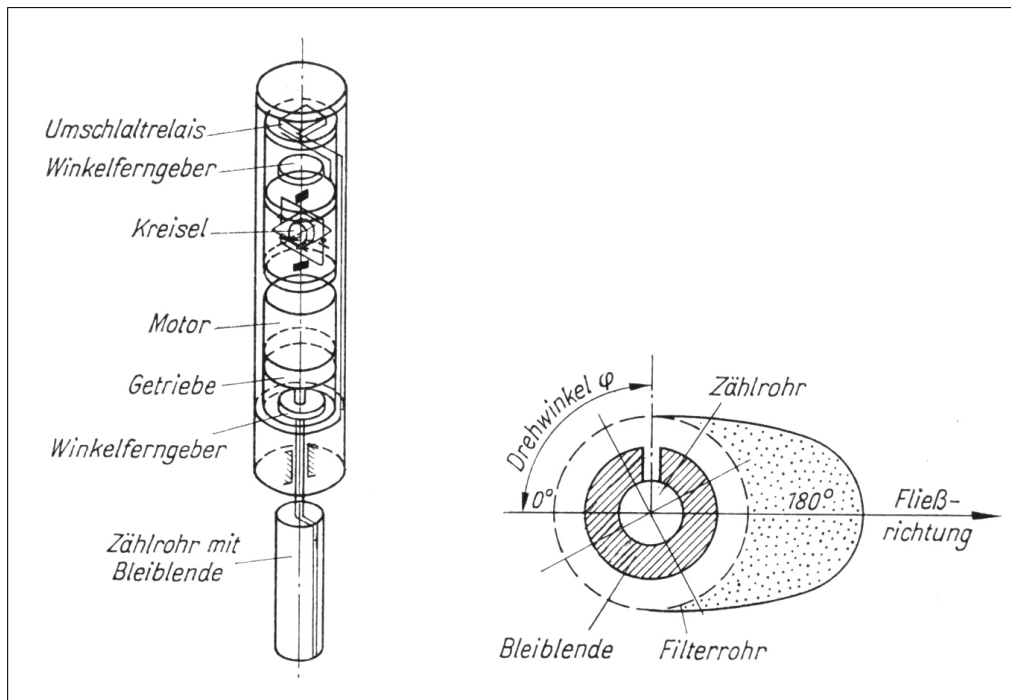


Abb. 3.6: Radionuklidtracersonde nach (KRÄTZSCHMAR 1966)

Grundwassers (Schwebstoffe, Gasbläschen) als Tracer. Der Nachweis erfolgt mittels Dunkelfeldmesstechnik und Aufzeichnung der Bewegung mit Videotechnik oder Laser-Doppler-Messung. Dabei strömt das Wasser durch eine Messzelle, die mit entsprechender Messtechnik ausgerüstet ist (vgl. Abb. 3.7). Die Auswertung der optischen Messdaten liefert ein Bild der Geschwindigkeitsverteilung innerhalb der Messzelle, woraus die allgemeine Bewegung des Grundwassers abgeleitet wird.

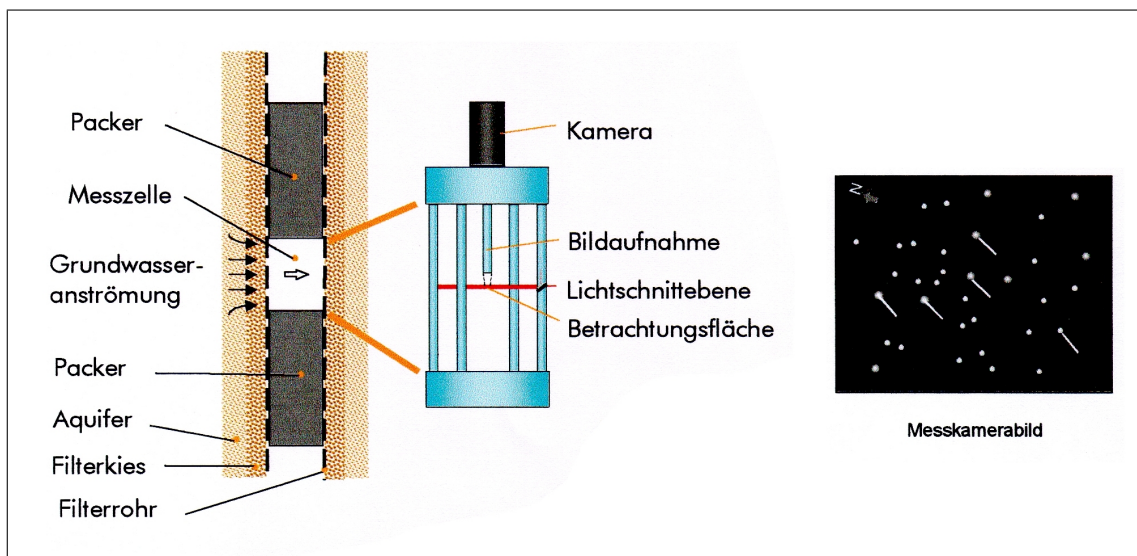


Abb. 3.7: Dunkelfeldmesstechnik des GFV-Messsystems (SCHÖTTLER 2000)

Untersuchungen zur Bestimmung der Grundwasserströmung auf der Basis von Videoaufnahmen des Tracertransportes innerhalb der Messstelle wurden ebenfalls von (GRAW 2000) veröffentlicht. Es handelt sich dabei um die Strömungsvisualisierung von Labormessungen in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten und unterschiedlichem Filtermaterial. Bei den Versuchen zeigte sich insbesondere die Notwendigkeit der Dichtekonstanz zwischen Grundwasser und Tracer, welche bei einer zweidimensionalen Betrachtung von entscheidender Bedeutung für die Ergebnisse ist.

Fluoreszenztracersonde

Eine aktuelle Entwicklung stellt die von (ENGLERT 2003) beschriebene Sonde dar. Es handelt sich hierbei um eine nach dem Verdünnungsprinzip arbeitende Tracersonde, bei welcher die laserinduzierte Fluoreszenz des Markierstoffes Uranin ausgenutzt wird. Nach der Zugabe von insgesamt $500\ \mu\text{l}$ Uraninlösung mit einer Konzentration von $1\ \text{g/l}$ wird das zwischen den zwei Packern befindliche Wasservolumen mit einer Zirkulationspumpe durchmischt. Anschließend erfolgt über einen Zeitraum von 10 Minuten die Untersuchung der Fluoreszenz im Einflussbereich des Lasers und daraus die Bestimmung des Durchlusses.

Fotometrische Fließrichtungsmessung

Bei dem von (LUX 1999) vorgestellten Verfahren handelt es sich um eine fotometrische Fließrichtungsmessung (sog. FMR). Hierbei wird an der im Bohrloch positionierten Sonde Lebensmittelfarbe in einen Messspalt eingespritzt und die azimuthale Verteilung mit Hilfe der optischen Sensoren in Form der Absorption der Lichtstrahlen zeitkontinuierlich gemessen. Aus den gewonnenen Daten lässt sich die Verdünnungsgeschwindigkeit bestimmen. Die Abb. 3.8 zeigt die Sonde sowie das Messergebnis in Form eines Diagramms.

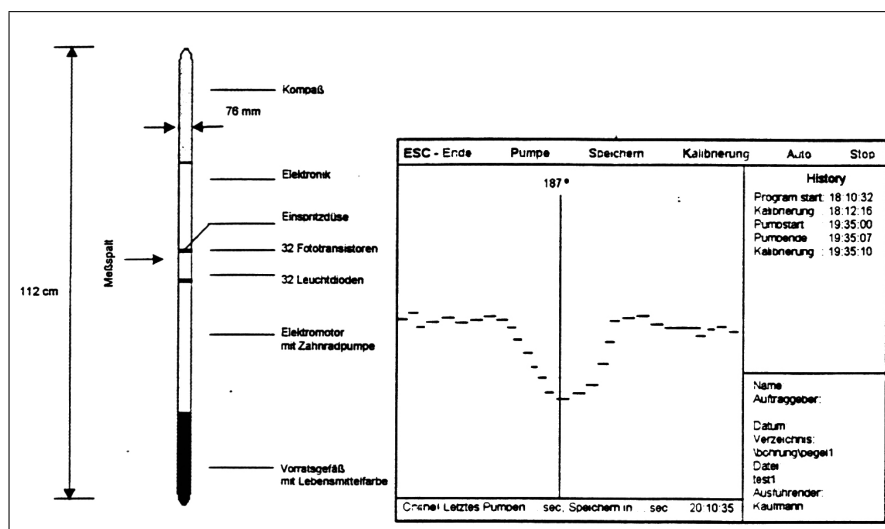


Abb. 3.8: FMR-Messsonde und Ergebnis einer Fließrichtungsmessung (LUX 1999)

Verfahren des Fluid-Loggings

Bei dieser von (SCHÖN 1999) und (FRICKE 1999) beschriebenen Methode erfolgt die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit unter Anwendung der Tracerverdünnungsmethode. Hierbei wird die Wassersäule im Bohrloch mit einem Tracer markiert und die zeitliche Veränderung der Tracerkonzentration als Folge der Tracerverdünnung gemessen. Eine einfache Möglichkeit besteht hierbei in der Veränderung der Leitfähigkeit der Wassersäule mit einem elektrolytischen Tracer und der Messwertaufnahme mit einer Temperatur-/Leitfähigkeitssonde. Eine ebenfalls angewendete Variante besteht in der Markierung des zu untersuchenden Teils der Wassersäule im Bohrloch mit einem Farbtracer und der nachfolgenden teufenbezogenen optischen Transparenzmessung mittels einer entsprechenden Sonde. Wie in der Abb. 3.9 dargestellt ist, lassen sich durch zeitlich nacheinander durchgeführte Messungen Informationen zur Ableitung der Verdünnungsgeschwindigkeit gewinnen. Aus den Messdaten bezüglich der Verdünnung des Tracers resultiert die Verdünnungsgeschwindigkeit, woraus die Filtergeschwindigkeit des Grundwassers bestimmt wird. Die teufenbezogenen Informationen ermöglichen außerdem die Bestimmung auftretender Vertikalströmungen innerhalb der Messstelle auf der Grundlage der zeitabhängigen vertikalen Verschiebung charakteristischer Kurvenabschnitte.

Als problematisch muss bei der Verwendung von elektrolytischen Tracern die Versalzung des Wassers im Bohrloch (z. T. sehr große Menge an Salzlösung nötig) gesehen werden. Daraus resultierende konzentrationsbedingte Dichteeffekte, welche geringe natürliche Strömungskomponenten überlagern können, werden i. A. nicht bestimmt und bleiben bei der Auswertung unberücksichtigt.

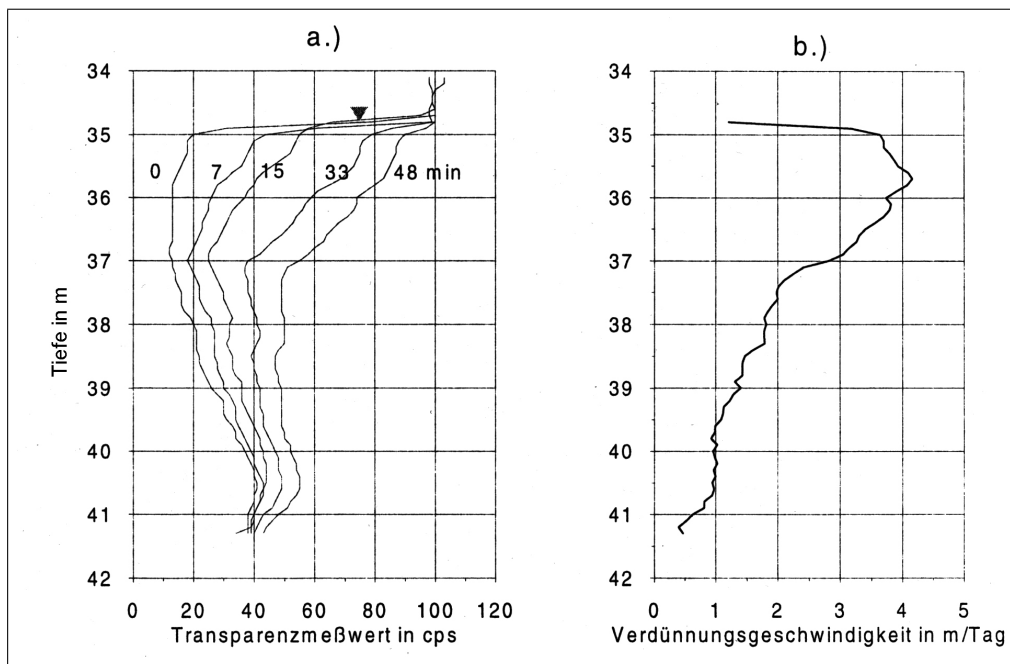


Abb. 3.9: Ergebnisse einer Farbtracermessung (SCHÖN 1999)

Einsatz eines Leitfähigkeitstracers und einer speziellen Azimutalsonde

Bei diesem von (SCHÖN 1996a) vorgestellten Verfahren wird eine Sonde mit azimuthal angeordneten Leitfähigkeitssensoren für die Bestimmung der Strömungsrichtung genutzt. Die verwendete Sonde ist konstruktiv derart gestaltet, dass aus einem Vorratsbehälter im Zentrum des Bohrloches kontinuierlich ein NaCl-Tracer entweicht, welcher vom fließenden Grundwasser bewegt wird. Mit den nah an der Bohrlochwandung azimuthal angeordneten Leitfähigkeitssensoren wird die zeitabhängige Leitfähigkeitsverteilung gemessen. Die zeitbezogenen Messwerte ergeben eine Leitfähigkeitsverteilung, wie sie der folgenden Abbildung zu entnehmen ist. Aus diesen Darstellungen erfolgt die Ableitung der Grundwasserströmungsrichtung.

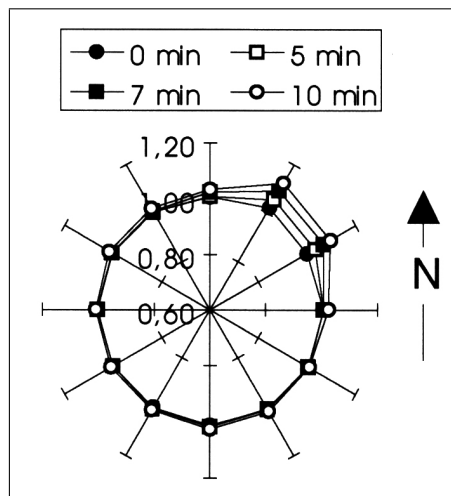


Abb. 3.10: Fließrichtungsbestimmung mit einem Leitfähigkeitstracer

Doppelmantelpackersystem

Das am Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben von (KESSELS 1999) entwickelte System arbeitet mit einem sog. Doppelmantelpacker, welcher zur Fixierung der Sonde im Bohrloch, als Elektrodenträger und im Bereich der flüssigkeitsdurchlässigen Membran zur Infiltration des Tracers dient. Durch die konstruktionsbedingte Art des Systems soll es möglich sein, eine fokussierte Injektion des Tracers entsprechend der Abb. 3.11 vorzunehmen. Nach einer Einpressung des Salztracers in den Aquifer erfolgt die Beobachtung der Bewegung der Tracerwolke unter Nutzung geoelektrischer Messmethoden. Aus den damit erhaltenen Daten erfolgt die Ableitung der Abstandsgeschwindigkeit und der Strömungsrichtung des Grundwassers. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass es durch die beschriebene Injektion des Tracers im Aquifer zu einer Störung des Gleichgewichtszustandes kommt und damit die natürlichen Geschwindigkeitskomponenten überlagert werden. Die sich daraus ergebenden Angangsbedingungen sind ungleichmäßig und nicht reproduzierbar.

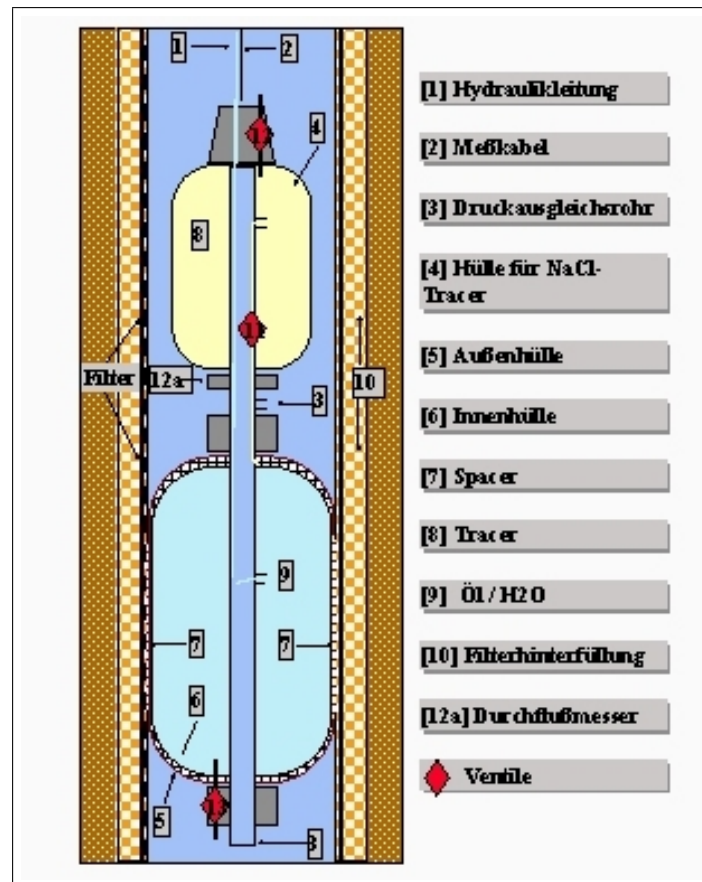


Abb. 3.11: Konstruktiver Aufbau des Doppelmantelpackersystems

3.5 Zusammenfassung der Messmethoden

Für oberflächennahe Aquifere existieren geoelektrische Tracerverfahren, die eine Widerstandsmessung von der Erdoberfläche aus nutzen. Dabei wird die Ausbreitung und Bewegung eines in den Untergrund (in Bohrung oder in Rammpegel) injizierten Salztracers mittels an der Erdoberfläche durchgeführter großflächiger geoelektrischer Messungen zur Richtungs- und Geschwindigkeitsbestimmung verfolgt. Die Ausbreitung eines Salztracers in die Umgebung einer Grundwassermessstelle wird weiterhin auch über die Deformation eines induzierten elektrischen Potenzialfeldes gemessen. Dazu muss in den mit konzentrierter Salzlauge beaufschlagten Aquiferbereich ein hoher elektrischer Strom eingespeist werden (Methode des geladenen Körpers (SEBULKE 1997)). Alle diese Verfahren sind sehr ungenau, auf geringe Tiefen (wenige Meter Grundwasserflurabstand), auf ein ungestörtes Messareal für die Anordnung des Elektrodenarrays sowie homogene und reine Aquifere beschränkt und zudem extrem aufwendig und damit teuer ((KNÖDEL 1997), (DIETRICH 1999)).

Die Einbohrloch-Messverfahren arbeiten fast ausschließlich mit Tracern und unterliegen alle den grundsätzlichen Unsicherheiten, die durch die im Bohrloch herrschenden hydraulischen Verhältnisse hervorgerufen werden. Bei der Verwendung elektrolytischer Tracer werden Leitfähigkeits-

sensoren für die Messung der azimuthalen Ausbreitung des Tracers genutzt (SCHÖN 1996a). Damit ist eine Abschätzung der Strömungsrichtung möglich. Mit der von (KESSELS 1999) entwickelten Methode zur Infiltration des elektrolytischen Tracers unter Verwendung eines Doppelmantelpackers und der Messung der Leitfähigkeitsverteilung soll die Bestimmung der beiden Grundwasserparameter Fließrichtung und Abstandsgeschwindigkeit möglich sein. Farbtracer werden mit optischen Sensoren (LUX 1999) beobachtet, wobei der Einfluss von Vertikalbewegungen die Bestimmung der Strömungsrichtung beeinträchtigt. Bei der Nutzung radioaktiver Tracer ((KRÄTZSCHMAR 1966), (DROST 1984)) kommen Strahlungsdetektoren zum Einsatz, die mit einem Kollimator gekoppelt ein azimuthales Diagramm der Tracerverteilung aufnehmen. Dieses Verfahren stößt jedoch in jüngerer Zeit auf hohe Akzeptanzprobleme und ist damit z.T. nicht genehmigungsfähig. Ein tracerfreies Verfahren zur Bestimmung der horizontalen Grundwasserströmung basiert auf der Beobachtung der Drift der natürlichen Schwebstofffracht mit optischen Methoden, wie der Dunkelfeldmesstechnik ((SCHÖTTLER 2000), (NIESNER 2000) und (KEARL 1997)). Mit dieser Methode wird ein Bild der Geschwindigkeitsverteilung im Bohrloch erstellt.

In der Tabelle 3.5 sind einige Beispiele bisheriger Messtechniken angeführt.

Tab. 3.1: Überblick konventioneller Einbohrlochverfahren zur Messung der Grundwasserbewegung

Typ	Messprinzip	Strömung	Messbereich	Messzeit	Quelle
Flow-meter	elektromechanisch	vertikal	> 1440 m/d	k. A.	LogIn GmbH
	elektromagnetisch	vertikal	> 127 m/d	k. A.	(YOUNG 1998)
	thermisch	vertikal	> 86,4 m/d	k. A.	(BARCZEWSKI 2004)
		horizontal			(PITSCHER 2001)
Tracer-sonden	radiometrisch	horizontal	> 1,7 m/d	k. A.	(MOSER 1957), (KRÄTZSCHMAR 1966), (DROST 1968)
			> 0,001 m/d		(DROST 1984), (KÄSS 1992), (MÜLLER 1999)
	optische Erfassung von Farbstoff	horizontal	k. A.	1 - 2 h	(BBI-GMBH 2004), (LUX 1999), (SCHÖN 1996a)
	optische Erfassung natürlicher Partikel und Gasblasen	horizontal	> 0,09 m/d	> 2,5 h	(SCHÖTTLER 2000)
			> 1 m/d	k. A.	(NIESNER 2000), (GRAW 1995), (KEARL 1997)
	laserinduzierte Fluoreszenzspektrografie	horizontal	> 0,2 m/d	< 1 h	(ENGLERT 2003)
	geoelektrische Messung der Ausbreitung und Bewegung eines Salztracers im Bohrloch oder dessen Nahfeld	horizontal			(SCHÖN 1996a), (KESSELS 1999)

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Einbohrloch-Messverfahren wirtschaftliche Varianten darstellen. Die meisten bisherigen Entwicklungen erfüllen nicht die erforderlichen hydraulischen Randbedingungen, um das natürliche Strömungsfeld vermessen zu können. In vielen Fällen wird die natürliche Grundwasserströmung durch einen Tracervorgang derartig gestört, dass die ursprünglichen Strömungskomponenten überlagert werden und die Messung verfälscht ist. Das Hauptproblem stellt hier die bei der Infiltration eines Tracers in der Bohrung und dessen Ausbreitung in die umgebende Ringraumschüttung hervorgerufene Volumenzunahme dar. Diese hat zwangsweise eine Vertikalströmung zu Folge. Für den Fall, dass eine Strömung innerhalb des Bohrloches durch Packer oder andere geeignete Maßnahmen verhindert wird, kommt es zur Entstehung der Vertikalströmung in der Ringraumschüttung und somit zu einer nicht unerheblichen Verfälschung der Messergebnisse. Außerdem erfolgt die Messung meist innerhalb des strömungstechnisch problematischen Pegelinnenraumes.

Die aufgeführten Defizite bildeten die Grundlage der Forderungen an das zu entwickelnde Messsystem/-verfahren.

4 Mathematisch-physikalische Grundlagen

4.1 Grundwasserbewegung und Stofftransport

Das Zusammenwirken von Druckkraft, Schwerkraft und laminarer Reibungskraft auf ein sich als Kontinuum verhaltendes Fluid innerhalb eines porösen Mediums stellt die Ursache für dessen Strömung dar. Auf Grund der geringen Wirkungen der Trägheitskräfte, der Kapillarkräfte sowie der turbulenten Reibungskräfte werden diese bei der Betrachtung vernachlässigt. Damit ergibt sich die folgende Dgl. für die allgemeine Betrachtung in r-Richtung, senkrecht zur durchströmten Fläche (BUSCH 1993):

$$\frac{\partial p}{\partial r} + \rho \cdot g \frac{\partial z}{\partial r} + C_r \cdot \eta_{fl} \cdot v_r = 0 \quad (4.1)$$

mit

C_r - Reibungswiderstand der Feststoffmatrix in x-Richtung,

η_{fl} - dynamische Viskosität des Fluids und

v_r - Filtergeschwindigkeit in r-Richtung.

Unter der Voraussetzung eines isotropen Grundwasserleiters (gleiche Durchlässigkeiten in allen Richtungen) und der Einführung des Durchlässigkeitskoeffizienten k_f mit:

$$k_f = \frac{g}{C_r \eta_{fl}} \quad (4.2)$$

erhält man die allgemeine Form des Darcy-Gesetzes:

$$v_f = -k_f \left(\frac{1}{\rho \cdot g} \text{grad} p + \text{grad} z \right) \quad (4.3)$$

Wird weiterhin von konstanter Fluidichte ausgegangen und als treibende Kraft die Wasserspiegeldifferenz angesetzt, i. A. als Standrohrspiegelhöhendifferenz Δh bezeichnet, mit:

$$h = \frac{p}{\rho \cdot g} + z \quad (4.4)$$

und

$$p = p_{abs} - p_{atm} \quad (4.5)$$

so vereinfacht sich die Gl. (4.3) in der folgenden Weise und ergibt das vereinfachte Darcy-Gesetz für die Grundwasserströmung im isotropen Grundwasserleiter:

$$v_f = -k_f \cdot \text{grad}h \quad (4.6)$$

Der Gültigkeitsbereich beschränkt sich auf laminare Strömungsverhältnisse und stellt die lineare Beziehung zwischen der Darcy-Geschwindigkeit (sog. Filtergeschwindigkeit v_f) und dem hydraulischen Gradienten ($\text{grad}h$), verknüpft durch die hydraulische Leitfähigkeit (k_f) des Aquifers, dar. Die Filtergeschwindigkeit ist eine fiktive Größe, welche dem spezifischen Durchfluss gleichgesetzt wird ($v_f = q$). Dieser bezeichnet das Flüssigkeitsvolumen (V), welches in einer bestimmten Zeiteinheit (t) durch eine Aquiferfläche (A) strömt.

$$q = \frac{V}{t \cdot A} \quad (4.7)$$

In der praktischen Anwendung wird der hydraulische Gradient aus der Wasserspiegeldifferenz (h) zweier Punkte mit einem Abstand (l) bestimmt.

$$\text{grad}h = \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (4.8)$$

Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit k_f erfolgt häufig mit Laborversuchen an Proben des Aquifermaterials oder aus Pumpversuchen direkt in der Grundwassermessstelle.

Für die Bestimmung der Transporteigenschaften von Grundwasserleitern ist die Charakterisierung der Fließgeschwindigkeiten von entscheidender Bedeutung. Abhängig von der Betrachtungsweise wird von unterschiedlichen Geschwindigkeiten ausgegangen:

Filtergeschwindigkeit:

Die Filtergeschwindigkeit kennzeichnet die Durchströmung des Grundwasserleiters in seiner gesamten Mächtigkeit bzw. seinem Fließquerschnitt. Dabei wird nicht beachtet, dass das Wasser nur in dem zur Verfügung stehenden Hohlraum (nutzbarer oder durchflusswirksamer Hohlraumanteil) fließt.

Abstandsgeschwindigkeit:

Die Abstandsgeschwindigkeit ist die Geschwindigkeit, die sich bei der Bewegung eines Wasserteilchens auf direktem Wege (x) zwischen zwei Punkten in einer bestimmten Zeit (t) ergäbe (Idealfall).

$$v_a = \frac{x}{t} \quad (4.9)$$

Entsprechend der o. g. Definitionen besteht der Zusammenhang zwischen der Filtergeschwindigkeit und der Abstandsgeschwindigkeit über die durchflusswirksame Porosität.

$$v_a = \frac{v_f}{\phi_f} \quad (4.10)$$

Im Gegensatz zur Betrachtung des Kräftegleichgewichtes (vgl. Gl. (4.1)) als Triebkraft der Strömungsvorgänge wird mit der Massenbilanzgleichung eine Aussage bezüglich der Fluidströme getroffen. Diese ist auf das Elementarvolumen bezogen und enthält die Terme der Speicherung, des Durchflusses sowie zu- bzw. abfließende Massenströme und wird in folgender Art geschrieben (BUSCH 1993):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \cdot \theta) + \text{div}(\rho \cdot \vec{v}) = \rho \cdot w_0 \quad (4.11)$$

mit

ρ - Fluideichte

θ - Volumenanteil des Fluides

w_0 - Quell- bzw. Senkenterm.

Unter Nutzung von Gl. (4.11) und Gl. (4.3) erhält man die geohydraulische Strömungsgleichung für poröse Medien:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \cdot \theta) - \text{div} \rho \cdot k_f \left(\frac{1}{\rho \cdot g} \text{grad} p + \text{grad} z \right) = \rho \cdot w_0 \quad (4.12)$$

Zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften wird auch an Stelle des hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten (k_f) die Permeabilität (K) verwendet. Den physikalischen Zusammenhang zwischen beiden Größen beschreibt die Gl. (4.13).

$$K = \frac{k_f \cdot \eta}{\rho \cdot g} \quad (4.13)$$

4.2 Strömungsverhältnisse in Grundwassermessstellen und dem umgebenden Aquifer

In der Hydrogeologie werden zur Charakterisierung von Fließrichtung und -geschwindigkeit hauptsächlich Potenziallinien und Stromlinien verwendet. Potenziallinien sind in der Grundwasserbeobachtung Linien gleicher Grundwasserstände. Damit werden, analog der Abb. 4.1, sog. Grundwassergleichenpläne erstellt. Die Stromlinien stehen nach der Potenzialtheorie senkrecht zu den Potenziallinien. An Hand von Stromlinienbildern kann man damit Aussagen über die Strömungsrichtung und den Fließweg des Grundwassers treffen. In der folgenden Abbildung sind zur Verdeutlichung einige Stromlinien eingezeichnet.

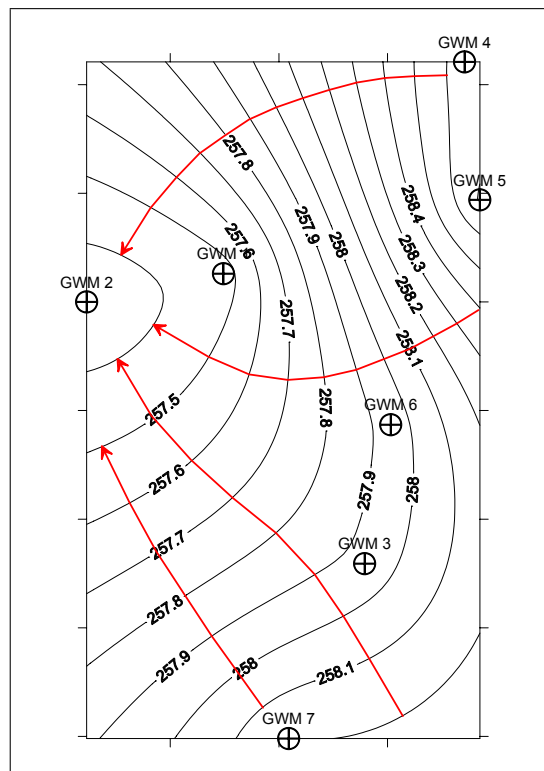


Abb. 4.1: Potenziallinien (Grundwassergleichen) und Stromlinien (dunkel)

Die folgenden Betrachtungen der Strömungsverhältnisse in der Grundwassermessstelle basieren auf der Annahme eines homogenen Aquifers mit horizontaler Grundwassersohle, der weder durch eine Wasserentnahme noch durch eine Wasserzugabe beansprucht wird (keine inneren Senken oder Quellen). In diesem Fall ergibt sich im Horizontalschnitt ein paralleler Stromlinienverlauf. Im zweiten Fall wird als einfaches Modell ein vollverfiltertes Rohr angenommen, welches die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters durchteuft. Im Anströmbereich verlaufen die Stromlinien parallel und geradlinig zueinander. Entsprechend den getroffenen Voraussetzungen muss der Zufluss des Filterrohrs auch dem Abfluss des Filterrohrs, analog Abb. 4.2, entsprechen ((BERGMANN

1971)). In der horizontalen Schnittebene bewirkt ein Filterrohr ebenso wie eine offene Bohrung eine Verzerrung des ursprünglich homogenen Strömungsfeldes. Im Fall eines offenen Bohrloches bildet die Bohrlochwandung eine Potenziallinie der Grundwasserbewegung und ist damit Ursache der Verzerrung des Stromlinienfeldes. Die Zufluss- und Abflussbreite beträgt in diesem Fall im ungestörten Aquifer (quasi unendliche Entfernung vom Filterrohr) das Doppelte des Filterrohrdurchmessers (RÖSLER 1967).

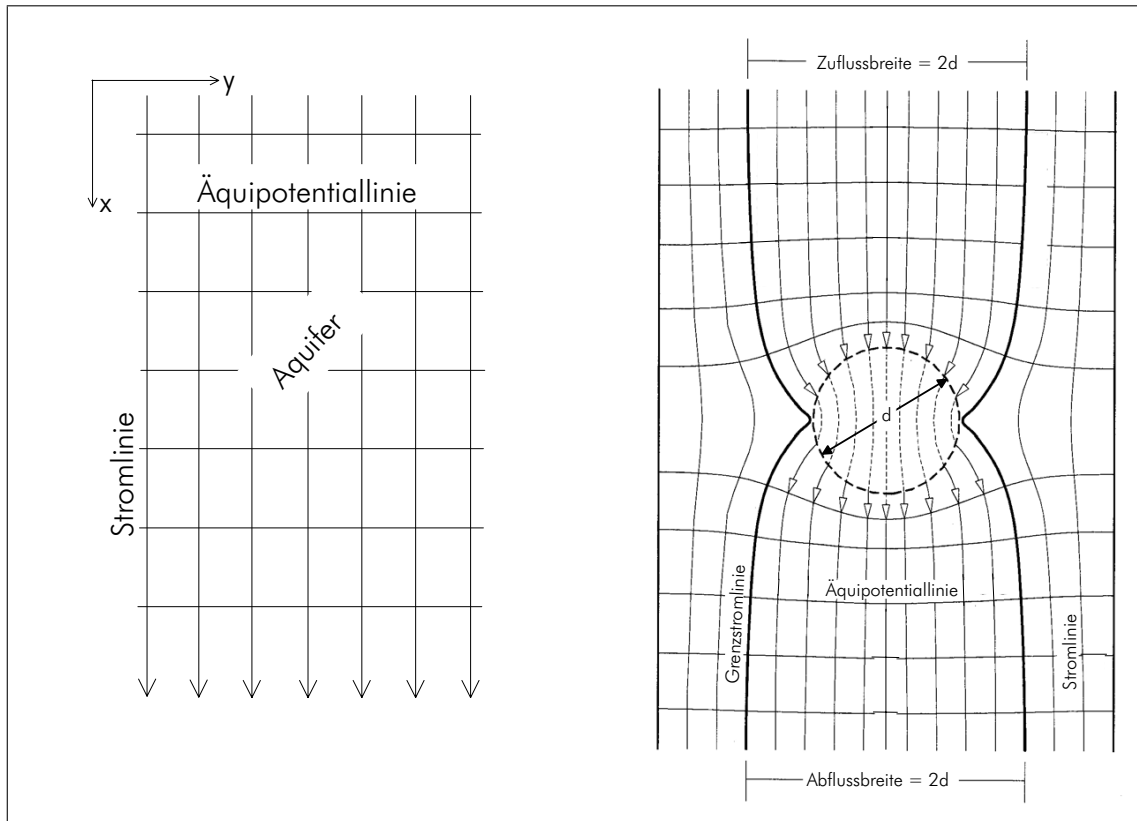


Abb. 4.2: parallele Stromlinien im ungestörten Aquifer (links) und Verzerrung des Strömungsfeldes durch den Einfluss einer Grundwassermessstelle (nach (BERGMANN 1970))(rechts)

Zur Beschreibung dieses Effektes wird der Korrekturfaktor eingeführt, mit dem die horizontale Verzerrung des Strömungsfeldes infolge der Bohrung und ihres Ausbaus berücksichtigt wird. Daraus resultierend lässt sich folgende Beziehung zwischen dem Grundwasserabfluss im Filterrohr Q_F und dem Grundwasserabfluss im Grundwasserleiter Q_A aufstellen:

$$Q_F = \alpha \cdot Q_A \quad (4.14)$$

Wie einleitend beschrieben, wird die Wasserbewegung im Aquifer mit der Filtergeschwindigkeit v_f beschrieben. Die in einem Bohrloch bzw. Filterrohr herrschende Geschwindigkeit ist die sogenannte Verdünnungsgeschwindigkeit v_g , die aus der Tracerverdünnung ermittelt werden kann. Beide Geschwindigkeiten sind analog der Gl. (4.14) über den Parameter α verknüpft:

$$v_g = \alpha \cdot v_f \quad (4.15)$$

Die Bestimmung des α - Wertes kann auf theoretischem Wege unter Anwendung der Potenzialtheorie erfolgen, bei der die Zulaufbreite in Abhängigkeit des Bohrungsdurchmessers berücksichtigt wird. Zahlreiche praktische Untersuchungen zur Ermittlung bzw. Ableitung von α wurden u. a. von (RÖSLER 1967) und (KLOTZ 1978) durchgeführt.

Für den Fall, dass die Bohrung kein Filterrohr und auch keine Ringraumschüttung aufweist, beträgt die Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der Bohrung nach (RÖSLER 1967) das Doppelte des Wertes der Geschwindigkeit im ungestörten Aquifer.

$$v_g = 2 \cdot v_f \quad (4.16)$$

Liegt hingegen eine ausgebaute Bohrung mit Filterrohr und Kiesfilter vor, ist eine einfache Abschätzung nicht mehr möglich. Für die Bestimmung des α - Wertes muss folgende Gleichung verwendet werden (KLOTZ 1978):

$$\alpha = \frac{8}{\left(1 + \frac{k_f}{k_2}\right) \left\{1 + \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2 + \frac{k_2}{k_1} \left[1 - \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2\right]\right\} + \left(1 - \frac{k_f}{k_2}\right) \left\{\left(\frac{r_1}{r_3}\right)^2 + \left(\frac{r_2}{r_3}\right)^2 + \frac{k_2}{k_1} \left[\left(\frac{r_1}{r_3}\right)^2 - \left(\frac{r_2}{r_3}\right)^2\right]\right\}} \quad (4.17)$$

mit

k_1 - Durchlässigkeit des Filterrohrs

k_2 - Durchlässigkeit des Kiesfilters

k_f - Durchlässigkeit des Grundwasserleiters

r_1 - Innenradius des Filterrohrs

r_2 - Außenradius des Filterrohrs

r_3 - Radius der Bohrung

In Abhängigkeit der Ausbauparameter kann der α - Wert im Bereich zwischen $0 < \alpha < 8$ variieren. Für eine Bohrung ohne Ringraumschüttung wird nur das Filterrohr berücksichtigt. Damit vereinfacht sich die Gleichung zu (KLOTZ 1978):

$$\alpha = \frac{4}{1 + \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2 + \frac{k_f}{k_1} \left[1 - \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2\right]} \quad (4.18)$$

Für diesen Fall kann α Werte im Bereich $0 < \alpha < 4$ annehmen.

Die Darstellung der Problematik zeigt, dass die exakte Bestimmung des α - Wertes nur unter den Randbedingungen der genauen Kenntnis der Ausbauparameter der Messstelle erfolgen kann.

Auf Grund der nicht immer eingehaltenen Vorschriften beim Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen (DVGW-Merkblatt W 121) unterliegt die Bestimmung dieses Korrekturfaktors unterschiedlich hohen Abweichungen. Als Richtwerte können die in der Anlage A zusammengestellten Untersuchungsergebnisse von (KLOTZ 1978) u. a. genutzt werden.

Unter der oben beschriebenen Voraussetzung einer horizontalen Grundwassersohle kommt es in der vertikalen Betrachtungsebene zu keinerlei Beeinflussung der Stromlinien. Wird jedoch die Grundwassersohle geneigt, erhält man eine wie in der Abbildung 4.3 überhöht dargestellte vertikale Verzerrung des Potenzial- und Stromlinienfeldes.

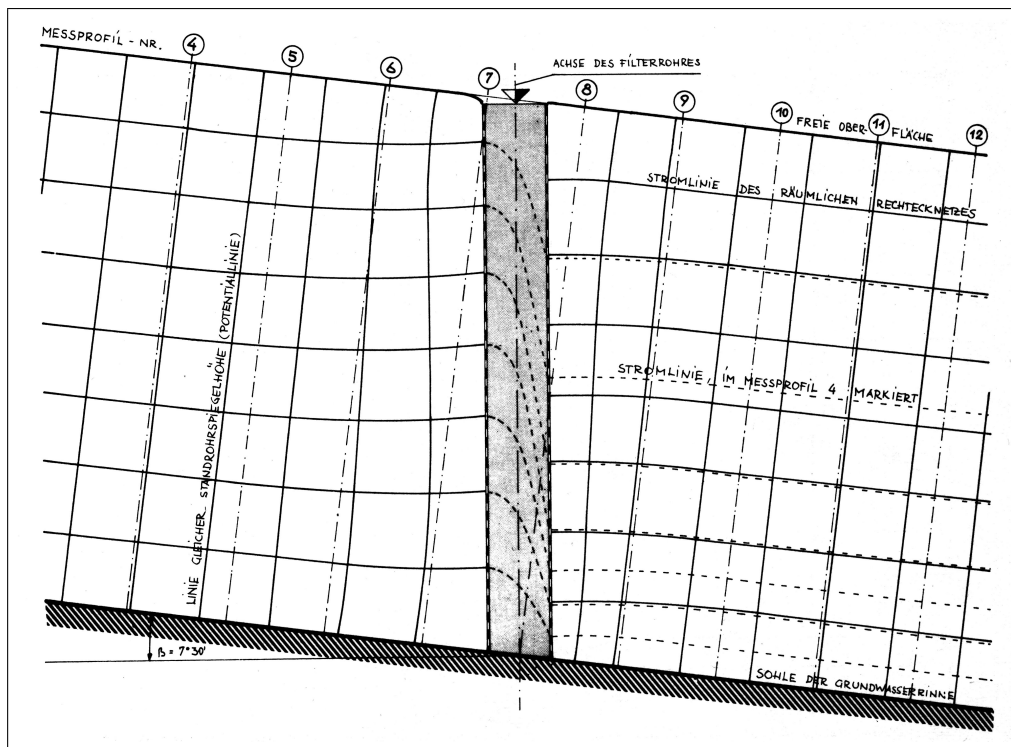


Abb. 4.3: Vertikale Schnittebene durch ein Filterrohr nach (BERGMANN 1970)

Aus dem Verlauf der Stromlinien ist erkennbar, dass es innerhalb des Filterrohres zu einer nach unten gerichteten vertikalen Strömungskomponente von entscheidender Größenordnung kommt. Diese Problematik muss bei der Messung der horizontalen Grundwasserströmung Berücksichtigung finden, da es ansonsten zu einer Verfälschung der Ergebnisse kommt. Zur Abgrenzung eines Messvolumens im Filterrohr und zur Verhinderung von Vertikalströmungen werden daher meist Packer eingesetzt, die jedoch ebenfalls zu einer Verzerrung des Strömungsfeldes führen. Deren Einfluss wird als zusätzlicher Faktor γ in der Beziehung zwischen der Grundwasserströmung im Filterrohr und im Grundwasserleiter berücksichtigt.

$$v_g = \alpha \cdot \gamma \cdot v_f \quad (4.19)$$

mit

γ ... Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Packer an der räumlichen Verzerrung des Strömungsfeldes

Eine Näherungsbeziehung zur Bestimmung des γ -Wertes wird von (KLOTZ 1978) für Packerlängen $l \leq 500$ mm folgendermaßen angegeben:

$$\gamma = 1 + 0,0077 \cdot l \quad (4.20)$$

Um das räumliche Strömungsfeld der Grundwasserbewegung am Filterrohr zu erhalten, werden die horizontale und die vertikale Betrachtungsebene zusammengefügt. Dadurch ergibt sich innerhalb des Filterrohres eine Quellen- und Senkenkette, die eine Vertikalströmung zur Folge hat. In der Abb. 4.4 sind zur Erläuterung dieser Problematik einzelne horizontale Strömungsebenen dargestellt.

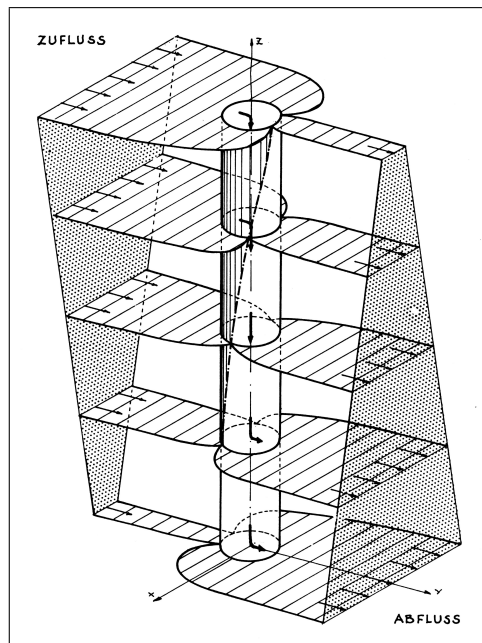


Abb. 4.4: Schematische Darstellung des Strömungsfeldes am Filterrohr als Quellen- und Senkenkette nach (BERGMANN 1970)

Die Abbildung verdeutlicht, dass am Filterrohr drei Strömungszonen unterschieden werden können. Im oberen Bereich treten hauptsächlich horizontale Zuflüsse auf, die zu einer abwärts gerichteten Vertikalströmung führen. Im mittleren Bereich sind der horizontale Zufluss und Abfluss gleich, sodass kein Beitrag zur Vertikalströmung geleistet wird, welche in diesem Bereich ihr Maximum aufweist. Im unteren Bereich kommt es hauptsächlich zu horizontalen Abflüssen aus dem Filterrohr, wodurch die Größe der Vertikalkomponente abnimmt.

Wie im Abschnitt 3 beschrieben, werden bei zahlreichen Messverfahren Tracer als Hilfsmittel zur Bestimmung der Grundwasserbewegung eingesetzt. Dies erfordert die Berücksichtigung verschie-

dener Korrekturkomponenten der Verdünnungsgeschwindigkeit, zusätzlich zu den in den vorherigen Abschnitten aufgeführten Faktoren α und γ . Hierbei handelt es sich um Einflüsse der Dichtekonvektion, der molekularen Konvektion, Einflüsse von druckgetriebenen Vertikalströmungen und künstlicher Durchmischung (z. B. durch den Einfluss der Sonde). Die Summe der Verdünnungsgeschwindigkeiten $|v|$ wird hierbei in folgende Teilglieder aufgeteilt:

$$|v| = v_k + v_s + v_d + v_m \quad (4.21)$$

mit

v_k - Verdünnungsgeschwindigkeit infolge von Dichtekonvektion

v_s - Verdünnungsgeschwindigkeit infolge von Vertikalströmungen

v_d - Verdünnungsgeschwindigkeit infolge von molekularer Diffusion

v_m - Verdünnungsgeschwindigkeit infolge von künstlicher Durchmischung

Die Berücksichtigung der zusätzlichen Geschwindigkeitskomponenten erfolgt als Erweiterung der Gl. (4.19) um den Betrag $|v|$ in folgender Form:

$$v_g = \alpha \cdot \gamma \cdot v_f + |v| \quad (4.22)$$

4.3 Stofftransportparameter/-vorgänge

Im vorigen Abschnitt wurde beschrieben, dass in Abhängigkeit von den Randbedingungen verschiedene Vorgänge die Grundwasserströmung beeinflussen. So bewirkt einerseits die vorliegende Grundwasserströmung eine Strömungskonvektion, weiterhin kommt es auf Grund von Temperatur und Konzentration beeinflussten Dichtedifferenzen zur Dichtekonvektion und zusätzlich tritt die molekulare Diffusion auf. Diese Effekte sind insbesondere zu beachten, wenn mit Tracern gearbeitet wird. Zur Quantifizierung dieser Prozesse wird der Begriff der Stoffstromdichte verwendet, welcher das Produkt aus Stoffdurchlässigkeit und Triebkraft verkörpert. Während in den folgenden Absätzen die Beschreibung und mathematische Umsetzung der unterschiedlichen Prozesse für den Bereich des porösen Mediums Aquifer erfolgt, wird im Abschnitt 4.7 auf das freie Fluid innerhalb der Messstelle eingegangen.

4.3.1 Stoffstromdichte durch Strömungskonvektion

Der Massenfluss infolge der vorherrschenden Grundwasserströmung wird mit der folgenden Gleichung beschrieben:

$$J_i(v) = \vec{v} \cdot C_i = \phi_w \cdot \vec{v}_a \cdot C_i \quad (4.23)$$

mit

\vec{v} Darcy-Geschwindigkeit

C_i Stoffkonzentration der Komponente i

ϕ_w wassergefüllte Porosität

v_a mittlere Abstandsgeschwindigkeit

4.3.2 Stoffstromdichte durch Dichtekonvektion

Zur vereinfachten Betrachtung dieser Problematik wird der Wasserkörper als System von einzelnen Wasserpaketen betrachtet. Die Dichte jedes einzelnen Paketes ist durch seinen Systemdruck, den Gehalt an gelösten Stoffen sowie die Temperatur charakterisiert. In Folge von Dichteunterschieden einzelner Wasserpakete kommt es zum Auftreten von freier Konvektion. Die Grundlage der Beschreibung dieser Effekte bildet die linearisierte Gleichung zur Beschreibung der Dichte. Werden nur sehr kleinräumige Volumina betrachtet, ist der Einfluss der Druckabhängigkeit des Kompressionsterms zu vernachlässigen. Damit ergibt sich folgende Beziehung:

$$\rho = \rho_0 + \frac{\partial \rho}{\partial C}(C - C_0) + \frac{\partial \rho}{\partial T}(T - T_0) \quad (4.24)$$

Wird die daraus resultierende Stoffstromdichte betrachtet, erfolgt die mathematische Beschreibung in folgender Weise:

$$J_i(\rho) = \vec{v} \cdot C_i = -k_f \cdot \text{grad} h_p \cdot C_i \quad (4.25)$$

$$J_i(\rho) = -k_f \frac{p}{g \cdot \Delta x} \left(\frac{1}{\rho_1} - \frac{1}{\rho_2} \right) \cdot C_i \quad (4.26)$$

mit:

C_i - Wert der betrachteten Stoffkonzentration (z. B. Salzgehalt der Tracerlösung)

4.3.3 Stoffstromdichte durch molekulare Diffusion

Die Beschreibung der Teilchenbewegung auf molekularer Ebene erfolgt mit den Fick'schen Diffusionsgesetzen. Diese beschreiben die durch lokale Konzentrationsgradienten hervorgerufenen Diffusionsströme. Die Bewegung der Teilchen erfolgt hauptsächlich durch die Brownsche Molekularbewegung, jedoch können zusätzlich osmotische Kräfte wirken und die Diffusion durch Temperaturerhöhung angeregt werden. Der Massenfluss einer Komponente innerhalb einer Mischphase ist proportional dem Konzentrationsunterschied bezogen auf den Abstand benachbarter Volumenelemente. Das 1. Fick'sche Gesetz beschreibt diesen Zusammenhang mit dem Diffusionskoeffizienten als Proportionalitätsfaktor:

$$J_i(D) = -D_{M_i} \cdot \text{grad}C_i = -D_{M_i} \cdot \left(\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (4.27)$$

Mit dem 2. Fick'schen Gesetz wird die zeitliche Änderung der Konzentration der betrachteten Komponente beschrieben:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (4.28)$$

Hierbei muss beachtet werden, dass diese Beziehungen in dieser Form nur für aquatische, nichtporöse Systeme gelten. Für die Betrachtung von Lockergesteinen wird Gl. (4.27) in folgender Weise erweitert:

$$J_i(D) = -D_{M_{i,j}} \cdot \text{grad}C_i \cdot n_w \cdot \chi \cdot \eta \quad (4.29)$$

mit

$D_{M_{i,j}}$ molekularer Diffusionskoeffizient

χ Tortuosität (0,5 bis 1,0 für Lockergesteine)

η elektromolekularer Retardationsfaktor (0,9 bis 1,0 für Lockergesteine)

4.3.4 Vermischungsprozess der hydrodynamischen Dispersion

In Folge der vorherrschenden Grundwasserströmung kommt es auf Grund der unterschiedlichen Fließzeiten der einzelnen Flüssigkeitsteilchen in den Porenkanälen des porösen Mediums zu Vermischungseffekten des Markierstoffes mit dem unbeeinflussten Grundwasser. Dies führt zur Verringerung der Konzentration in der „Tracerwolke“ und zur Ausbreitung des Einflussgebietes. Die Einflussfaktoren auf diesen Effekt sind die Abstandsgeschwindigkeit und der Konzentrationsgradient.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\operatorname{div}(v \cdot C - D \cdot \operatorname{grad} C) \quad (4.30)$$

mit

D - Dispersionskoeffizient

Der Koeffizient der hydrodynamischen Dispersion berechnet sich als Produkt aus der Dispersivität des Grundwasserleiters und der Abstandsgeschwindigkeit.

$$D = a \cdot v_a \quad (4.31)$$

Dem Auftreten der einzelnen Geschwindigkeitskomponenten in Gl. (4.21) kann auf unterschiedliche Weise entgegengewirkt werden. Konvektionseffekte, welche durch Dichteunterschiede in Folge von Konzentrations- oder Temperaturdifferenzen zwischen dem Tracer und dem Grundwasser bedingt sind, können mit der Anpassung der Tracerdichte an die des Grundwassers vermindert werden. Vertikalströmungen stellen die hauptsächliche Störkomponente dar. Diese können aber wirksam durch den Einsatz von Packern innerhalb des Untersuchungsbereiches vermindert werden. Vertikalströmungen in der Ringraumschüttung sind nur durch wirksame Abdichtungsmaßnahmen (Tonsperren, Verpressen von Dichtungsmaterialien (ENGELMANN 2004)) in Verbindung mit einer angepassten Messgeometrie der Sonde (siehe Kap. 5) vermeidbar. Die molekulare Diffusion ist eine nicht in Größenordnungen beeinflussbare Komponente, die bei geringen Filtergeschwindigkeiten eine homogene Verteilung der Markierungslösung im Filterrohr herbeiführt. Künstliche Durchmischungseffekte können sowohl durch den Einbau der Messsonde und daraus resultierender Verwirbelungen als auch durch einen ungünstigen Tracervorgang (z. B. mit Volumenzunahme) hervorgerufen werden. Kleinräumige Mischungsprozesse dieser Art werden als Dispersion bezeichnet. Sie führen durch die Abschwächung instabil wirkender Dichteeffekte zu einer Reduzierung des Konvektionspotenzials. In der praktischen Anwendung sollte deshalb eine ausreichende Beruhigungszeit zwischen dem Einbau des Messsystems und dem Messvorgang gewährleistet sein. Mit einem speziellen Vorgang zur Erzeugung eines Tracers ohne Beeinflussung des natürlichen Strömungsfeldes lassen sich diese Effekte weiter minimieren.

4.4 Nutzung von Tracern

Wie bereits mehrfach im Abschnitt 3 erwähnt, werden häufig Markierstoffe (Tracer) für die Untersuchung von Strömungsvorgängen im Grundwasserbereich genutzt. Von entscheidender Bedeutung ist hierbei, dass durch die Markierung selbst keine Beeinflussung des zu untersuchenden Vorganges auftritt. Dies hat vor allem dann große Bedeutung, wenn geringe Strömungsgeschwindigkeiten, wie im vorliegenden Fall ab 1 m/d, untersucht werden sollen. Weiterhin ist dabei zu berücksichtigen, dass ein in das Grundwasser zugegebener Tracer durch die im letzten Abschnitt beschriebenen konvektiven und diffusiven Prozesse beeinflusst wird. Zusätzlich tritt eine Wechselwirkung zwischen dem Tracer und den Ausbaumaterialien der Messstelle sowie der Feststoffmatrix im Aquifer auf. Diese Einflüsse führen mit Zunahme der Zeit zur Verringerung der messtechnischen Nachweisbarkeit. Unter diesen Gesichtspunkten muss eine spezielle Auswahl der Markierstoffe bezüglich der Messverfahrens und deren Anpassung an die Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet erfolgen.

Der Einsatz von Markierstoffen im Grundwasserbereich stellt einen Eingriff in das Schutzgut Grundwasser dar und bedarf deshalb in den meisten Fällen der behördlichen Genehmigung. Aus diesem Grund bestand die Forderung nach einem Tracer, welcher umweltverträglich ist und dessen Einsatz keiner speziellen wasserrechtlichen Genehmigung bedarf.

4.5 Tracernachweismöglichkeiten

Wird ein Tracer in den begrenzten Bereich innerhalb eines durchströmten Bohrloches bzw. einer Messstelle zugegeben, liegt dieser anschließend mit einer bestimmten Konzentration vor. In Folge des Zuflusses von unmarkiertem Grundwasser verringert sich die Konzentration. Die zu messende natürliche Grundwasserströmung transportiert den Tracer in den Außenbereich der Messstelle, d. h. in die Ringraumschüttung und den angrenzenden Aquifer. Wird dieser Vorgang messtechnisch verfolgt, lassen sich daraus Informationen zur Strömungsrichtung und -geschwindigkeit ableiten. Die Beobachtung dieser Bewegung bis in den Grundwasserleiter erfordert ein indirektes nichtinvasives Messverfahren.

Mittels geoelektrischer Messverfahren lassen sich Unterschiede in der elektrischen Leitfähigkeit der Böden und Gesteine untersuchen. Dies bietet die Möglichkeit, sowohl natürlich vorgegebene geologische Strukturen als auch zielgerichtet für die Messung geschaffene spezielle Leitfähigkeitsanomalien zu bestimmen. Die Erzeugung elektrischer Leitfähigkeitsanomalien im Grundwasserbereich lässt sich durch den Einsatz geeigneter elektrolytischer Tracer realisieren. Um einen Leitfähigkeitskontrast zu erzeugen, muss die Tracerleitfähigkeit von der des zu unter-

suchenden Grundwassers abweichen. Mögliche Wechselwirkungen mit den Oberflächenladungen der meist silikatischen Matrix der Ringraumschüttung und des Aquifers bleiben unberücksichtigt.

Bei Einsatz einer salinaren Lösung muss diese eine höhere Leitfähigkeit als der „Hintergrund“, d. h. das Grundwasser, aufweisen. Im Deponieabstrom können somit Probleme durch die häufig anzutreffenden hohen Leitfähigkeiten auftreten. Außerdem ist die Genehmigungsfähigkeit für salinare Lösungen nicht immer gegeben. Weiterhin kann es durch die große Dichte von Salzlösungen zum Absinken des Tracers und damit zu einer unerwünschten vertikalen Bewegungsrichtung kommen, die die Messergebnisse verfälschen kann.

Bei Einsatz einer geringst salinaren Lösung (deionisiertes Wasser) muss gewährleistet sein, dass der entstehende Leitfähigkeitskontrast ausreichend groß ist und die Zeit bis zum Erreichen des Konzentrationsausgleiches (durch diffusive Prozesse) für die Messungen ausreicht. Der hierbei auftretende Konzentrationsunterschied ist im Gegensatz zu salinaren Tracern meist geringer und sollte deshalb beachtet werden. Die Dichte von deionisiertem Wasser unterscheidet sich nur unerheblich von der des „normalen“ Grundwassers, lediglich bei hochgradig kontaminierten Grundwässern mit großer Salzfracht sollte diese Problematik beachtet werden. Der entscheidende Vorteil von deionisiertem Wasser als Tracer ist, dass davon keinerlei Gefährdung für Bearbeiter, Natur und Geräte ausgeht und keine Probleme bei der Genehmigung auftreten.

Unter einem Temperaturtracer wird ein Flüssigkeitsvolumen verstanden, welches eine Temperaturdifferenz zum Grundwasser aufweist. Ebenso wie bei der Nutzung salinarer Lösungen als Markierstoffe müssen die Einsatzgrenzen der Temperaturtracer beachtet werden. Anderenfalls können die im Abschnitt 4.3 beschriebenen konvektiven Effekte den eigentlichen Strömungsvorgang überdecken oder verfälschen.

Die Kombination aus einer bezüglich seiner Leitfähigkeit und Temperatur vom Grundwasser abweichenden, wässrigen Lösung erfüllt die o. g. Anforderungen des Markierstoffes und ermöglicht die geoelektrische Messwerterfassung im hydraulisch nur gering oder gar nicht beeinflussten Außenbereich der Messstelle.

4.5.1 Elektrische Parameter

Die elektrische Leitfähigkeit von wassergesättigten porösen Gesteinen (Lockergesteinen) wird hauptsächlich durch die den Porenraum ausfüllende Elektrolytlösung gebildet. Deren Volumenanteil kann in Abhängigkeit der Porosität bis zu 40% betragen kann. Somit wird das elektrische

Verhalten hauptsächlich durch

- die Art, Leitfähigkeit und Temperatur des Elektrolyten,
- den Anteil des Elektrolyten am Gesamtvolumen (Porosität/Sättigung) sowie
- die Verteilung im Gestein

charakterisiert. Die sogenannte natürliche Leitfähigkeit wird von der Geometrie des Porenverbundes (Porenradienverteilung, Tortuosität) und damit von der Geometrie des Leitungsweges bestimmt. Der Beitrag, den diese Gesteinsleitfähigkeitskomponente ausmacht, ist direkt proportional der elektrolytischen Leitfähigkeit. Der elektrisch schlecht oder nichtleitende Anteil in den untersuchten Lockergesteinen besteht aus einer silikatischen Matrix mit Leitfähigkeiten $\sigma_m < 10^{-8} \text{ S/m}$ sowie einem Anteil an Fluiden (Gase) im Porenraum. Bei der Betrachtung der Gesteinsleitfähigkeit spielt er damit keine Rolle.

Elektrolytische Leitfähigkeit

Die elektrolytische Leitfähigkeit charakterisiert den Transport von Ladungsträgern des im Porenraum des Gesteins vorkommenden Wassers und stellt einen ohmschen Widerstand dar. Sie ist proportional zur Porosität sowie von folgenden Faktoren abhängig:

- Ionenkonzentration (Salzmenge, Dissoziationsgrad),
- Ladungszahl der Ionen und der Ionenmobilität,
- Temperatur und
- Sättigung

Bei vorliegender Wassersättigung und unter den Voraussetzungen, dass die Leitfähigkeit ausschließlich vom Elektrolyten hervorgerufen wird, kann die Beschreibung der elektrischen Gesteinsleitfähigkeit σ_0 mit der Beziehung nach (ARCHIE 1942) erfolgen:

$$\sigma_0 = \frac{\sigma_w}{F} \quad (4.32)$$

Hierbei stellen σ_w die Elektrolytleitfähigkeit des Porenwassers und F den Formationswiderstandsfaktor dar. Dieser ist nur von der Porenstruktur des Gesteins abhängig und berechnet sich aus der Porosität ϕ nach folgender Gleichung:

$$F = \frac{1}{\phi^m} \quad (4.33)$$

Der Zementationsexponent m spiegelt den Verfestigungsgrad des Gesteins wider und umfasst einen Bereich von 1,3 für unverfestigte bis zu 2,4 für stark verfestigte Gesteine. Für lockere Sande wird der Wert von 1,3 angewendet (SCHÖN 1996c).

Grenzflächenleitfähigkeit

Durch elektrochemische Wechselwirkungen zwischen der Feststoffmatrix und dem Elektrolyt (elektrisch leitfähiges Fluid) bildet sich im porösen Medium eine elektrische Doppelschicht aus. Daraus resultierend kommt es an der Fluid-Solid-Grenzfläche zum Auftreten der Grenzflächenleitfähigkeit. Dieser Leitfähigkeitsanteil wird mit einem Parallelleitfähigkeitsmodell abgebildet.

Die Ursache der Grenzflächenleitfähigkeit liegt in Ladungsträgerbewegungen im Bereich der Doppelschicht und ist somit proportional zur spezifischen Oberfläche. Sie ist abhängig von der Wassersättigung, der Oberflächenladungsdichte, der Kationenbeweglichkeit, der Elektrolytleitfähigkeit, dem Oberfläche-Porositätsverhältnis, dem Formationswiderstandsfaktor und dem Sättigungsexponenten für die Grenzflächenleitfähigkeit. Zum Verständnis dieses Prozesses wird im Folgenden die elektrische Doppelschicht beschrieben.

In den meisten Fällen besitzen die silikatischen Bodenteilchen eine negative Oberflächenladung, hervorgerufen durch chemisch adsorbierte Anionen. Diese bilden die sog. innere Helmholtz-Schicht (Abb. 4.5). Die im Porenraum vorliegende wässrige Lösung enthält Ionen (Kationen, Anionen), welche sich entsprechend ihrer Ladung orientieren (KUNTZE 1994). Somit kommt es in unmittelbarer Nähe der Silikatoberfläche auf Grund des Ladungsausgleiches zu einer hohen Konzentration von elektrostatisch gebundenen Kationen. Es entsteht die sogenannte äußere Helmholtz- oder Stern-Schicht, deren Stärke vom Durchmesser der Kationen und deren Konzentration in der Lösung bestimmt wird. Im Anschluß daran befindet sich ein Bereich mit diffuser Verteilung der Ionen (diffuse Schicht oder Gouy-Schicht), in der die Konzentration der Kationen mit zunehmendem Abstand von der Silikatoberfläche bis auf die Konzentration der in gewisser Entfernung anschließenden Außenlösung absinkt. Dort bewegen sich die Anionen und Kationen frei. Die Innenlösung besteht somit, vergleichbar dem Aufbau eines Kondensators, aus einer elektrischen Doppelschicht (festhaftende innere Helmholtz-Schicht und diffuse Schicht). Durch Verdünnung der Außenlösung, d. h. einer Konzentrationserniedrigung, kommt es zur Ausdehnung der Doppelschicht und damit zu einer Potenzialerhöhung.

Zur Beschreibung der Leitfähigkeit von Lockergesteinen wird ein Parallelleitfähigkeitsmodell genutzt, welches sowohl den elektrolytischen Leitfähigkeitsanteil des Porenfluides als auch die Grenzflächenleitfähigkeit berücksichtigt. Für den Fall vollständiger Sättigung ($S_W = 1$) wird die Gleichung 4.32 entsprechend erweitert (SCHÖN 1996c).

$$\sigma_0 = \frac{\sigma_W}{F} + \sigma_{gr} \quad (4.34)$$

Die Grenzflächenleitfähigkeit kann mit der Äquivalentleitfähigkeit der Austauschionen (B) und der porositätsbezogenen Kationenaustauschkapazität (Q_V) folgendermaßen bestimmt werden (WAXMAN 1968):

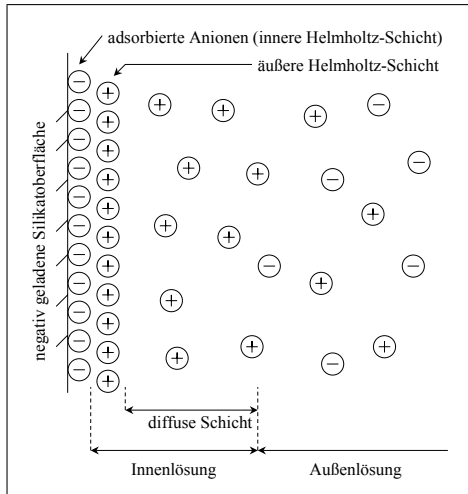


Abb. 4.5: Aufbau der Doppelschicht nach (KUNTZE 1994)

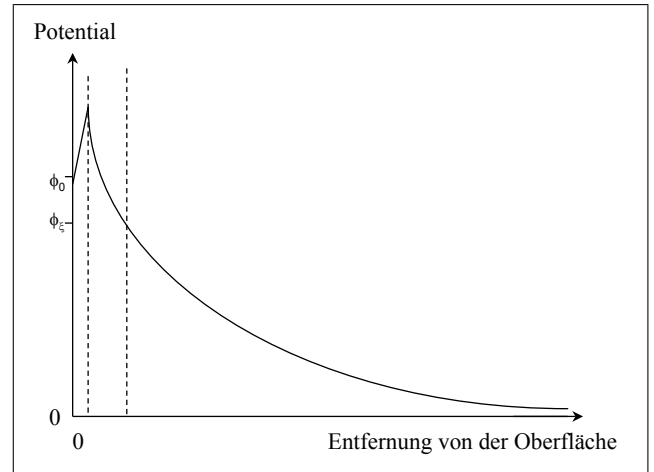


Abb. 4.6: Potenzialverteilung in der Doppelschicht

$$\sigma_{gr} = \frac{B \cdot Q_V}{F} \quad (4.35)$$

Die auf die Porosität bezogene Kationenaustauschkapazität kann hierbei unter Nutzung der auf die Matrixmasse bezogenen Kationenaustauschkapazität wie folgt ausgedrückt werden:

$$Q_V = KAK \cdot \frac{\rho_m \cdot (1 - \phi)}{\phi} \quad (4.36)$$

mit

KAK - Kationenaustauschkapazität bezogen auf die Matrixmasse

ρ_m - Matrixdichte und

ϕ - Porosität.

Die Bestimmung von KAK erfolgt unter Nutzung der laborativ messbaren massebezogenen spezifischen Oberfläche (S_m) nach folgender Beziehung:

$$KAK = \alpha_e \cdot S_m \quad (4.37)$$

mit

α_e - äquivalente Oberflächenladungsdichte ($\alpha_e = 1,2 \cdot 10^{-2} meq/m^2$) für Sande und Kiese.

Wie der Gl. (4.37) zu entnehmen ist, wird die Grenzflächenleitfähigkeit in hohem Maße von der spezifischen Oberfläche des Gesteins beeinflusst. Das führt beispielsweise bei tonhaltigen Lockergesteinen zu einer hohen Grenzflächenleitfähigkeit. Bei der Messung der Gesteinsleitfähigkeit hat

dies zu Folge, dass erst ab einem entsprechend hohen Wert der Fluidleitfähigkeit eine signifikante Messwertdifferenz bezüglich der Grenzflächenleitfähigkeit auftritt. In der Abb. 4.7 ist diese Problematik für zwei verschiedene Lockergesteine dargestellt. Unter der Annahme einer Porosität von $\phi = 0,3$ und einem Zementationsfaktor von $m = 1,3$ ergibt sich nach Gl. (4.33) ein Formationswiderstandsfaktor von $F = 4,8$. Für Sand, mit einer Grenzflächenleitfähigkeit σ_{gr_1} , und tonigen Sand, mit σ_{gr_2} ergeben sich die in der Abbildung dargestellten Kurven der messbaren Gesteinsleitfähigkeit. Bei einer Elektrolytleitfähigkeit von beispielsweise $300 \mu S/cm$ hat dies im Sand zu Folge, dass der Messwert um einen Betrag von $\Delta\sigma_1$ signifikant über der Grenzflächenleitfähigkeit liegt. Bei der Messung an einem tonigen Sand ergibt bei gleicher Elektrolytleitfähigkeit ein um den Betrag $\Delta\sigma_2$ über der Grenzflächenleitfähigkeit liegender Messwert. Daraus wird deutlich, dass dieser Effekt die Nachweisbarkeit eines elektrolytischen Tracers erheblich beeinflussen kann.

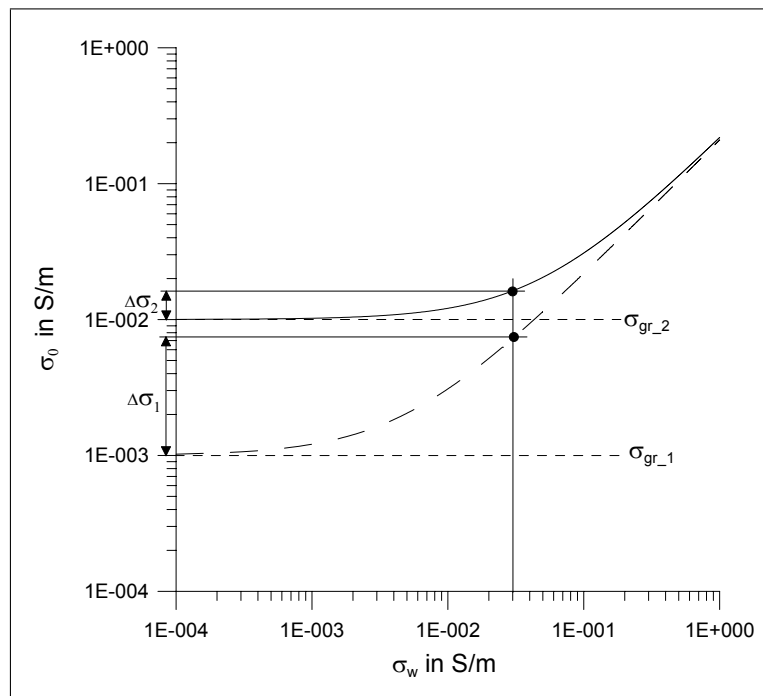


Abb. 4.7: Abhängigkeit der Gesteinsleitfähigkeit σ_0 von der Leitfähigkeit des Porenfluides σ_w und der Grenzflächenleitfähigkeit

4.5.2 Geoelektrische Potenzialmessung/Widerstandsmessung

Bei dem für die Widerstandsmessung genutzten gleichstromgeoelektrischen Messverfahren kommen sog. 4-Elektroden-Anordnungen zur Anwendung, bei denen jeweils mit zwei Strom- (A, B) und zwei Potenzelektroden (M, N) gearbeitet wird. Im vorliegenden Fall wird eine Dipol-Dipol-Anordnung genutzt. Durch die zwischen den Stromelektroden angelegte Spannung kommt es entsprechend der Abb. 4.8 zur Ausbildung eines elektrischen Feldes und zu einem Stromfluss zwischen den Elektroden. Über den Messelektroden (M, N) kann nun eine Potenzialdifferenz

abgegriffen werden, die vom elektrischen Feld bestimmt ist. Als Messgrößen zur Ermittlung des spezifischen Widerstandes eines geoelektrischen Untersuchungsmediums mittels der allgemeinen Gl. (4.38) stehen somit der eingespeiste Strom I und die Potenzialdifferenz U zur Verfügung.

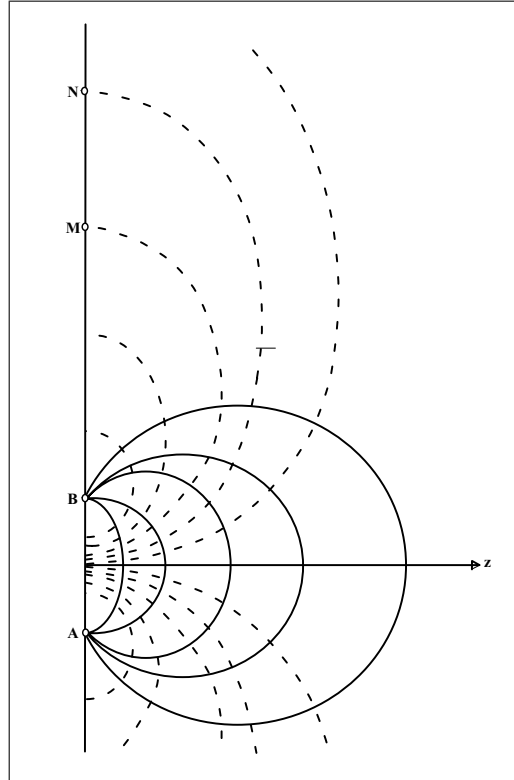


Abb. 4.8: Prinzipdarstellung des elektrischen Feldes einer Dipol-Dipol-Messanordnung

In Abhängigkeit des Abstandes der Strom- und Potentialelektroden ergibt sich für die einzelnen Elektrodenanordnungen im eindimensional geschichteten Untersuchungsmedium eine bestimmte Eindringtiefe.

Bestimmung der Geometriefaktoren (Konfigurationsfaktoren)

Zur Bestimmung des wahren spezifischen Widerstandes aus den Messdaten einer Elektrodenkonfiguration wird der Wert des elektrischen Widerstandes mit dem Konfigurationsfaktor K dieser Anordnung multipliziert, wobei sich der Widerstand aus dem Quotienten von Potenzialdifferenz und Strom ergibt:

$$\rho = K \cdot R = K \cdot \frac{U}{I} \quad (4.38)$$

mit

K - Konfigurationsfaktor der Elektrodenanordnung (A, B, M, N)

R - Widerstandswert

U - Potenzialdifferenz zwischen den Messelektroden (M, N)

I - zwischen den Stromelektroden (A, B) fließender Strom

Ausgehend von den Bezeichnungen A, B für die Stromelektroden und M, N für die Potenzialelektroden erfolgt die theoretische Bestimmung des Konfigurationsfaktors für eine Anordnung auf der Oberfläche eines homogenen Halbraumes in Abhängigkeit von den Abständen zwischen den Elektroden nach folgender Formel:

$$K = \frac{2\pi}{\left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{AN} - \frac{1}{BM} + \frac{1}{BN}\right)} \quad (4.39)$$

Wird eine räumliche Elektrodenanordnung betrachtet, wird der Faktor 2π für den Halbraum durch 4π für den Vollraum ersetzt.

Beispielhaft wurde die Bestimmung der Geometriefaktoren für die Elektrodenanordnungen einer Testsonde einerseits auf theoretischem Wege mit der o. g. Formel und andererseits experimentell vorgenommen. Da die Anordnung der Elektroden auf einem zylinderförmigen Körper nicht mit der herkömmlichen Formel für den Vollraum zu beschreiben ist und zusätzlich Ungleichförmigkeiten der einzelnen Elektroden möglich sind, erfolgte eine experimentelle Bestimmung der Geometriefaktoren. Dazu muss die Sonde von einem quasi unendlich ausgedehnten homogenen Medium mit bekannter elektrischer Leitfähigkeit umgeben sein. Diese Voraussetzung wird beispielsweise von einer Talsperre erfüllt, in welche von einem Steg oder Boot aus die Sonde ins freie Wasser getaucht werden kann. Anschließend werden alle relevanten Elektrodenkonfigurationen vermessen. Mit dem Wert der Leitfähigkeit σ des Umgebungsmediums wird unter Zuhilfenahme der umgestellten Gl. (4.38) der Geometriefaktor jeder einzelnen Elektrodenkonfiguration bestimmt.

$$K = \frac{I}{\sigma \cdot U} \quad (4.40)$$

Die sich daraus für die genutzten Dipol-Dipol-Anordnungen ergebenden Konfigurationsfaktoren der Testsonde sind im folgenden Diagramm (Abb. 4.9) im Vergleich zu den nach Gl. (5.11) theoretisch ermittelten Werten dargestellt. Um die Einordnung der sich aus der speziellen Sonden-geometrie ergebenden Konfigurationsfaktoren zu den Kategorien „Halbraum“ bzw. „Vollraum“ zu ermöglichen, sind die theoretischen K-Werte mit den Faktoren 2π , 3π und 4π abgebildet. Es ist erkennbar, dass die aus den Messungen ermittelten Konfigurationsfaktoren in gewisser Näherung durch die Berechnung mit dem Faktor 3π gewonnen werden können. Die Ursache für die Abweichung vom Faktor 4π liegt in der Geometrie der Sonde begründet. Das entstehende elektrische Feld kann sich nicht ideal von Punktelektroden aus in einem Vollraum ausbilden, sondern wird durch den Sondenkörper gestört.

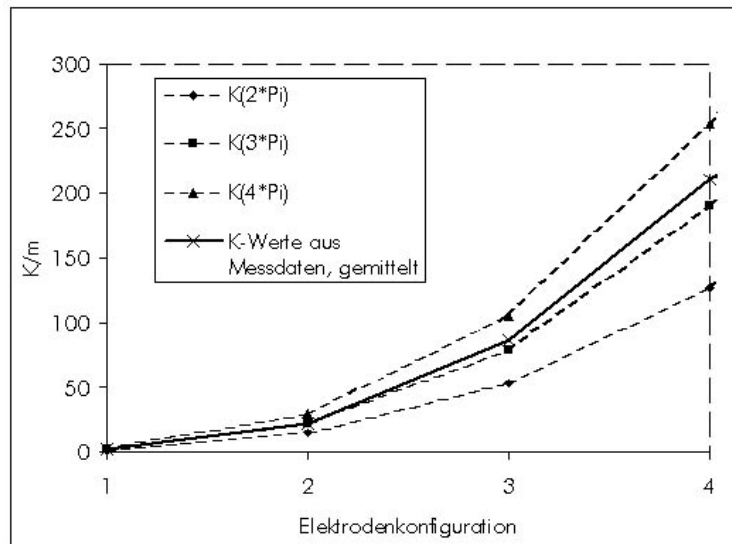


Abb. 4.9: Gegenüberstellung der theoretisch und experimentell ermittelten Konfigurationsfaktoren

Aus dem Vergleich der im Diagramm dargestellten Werte muss geschlussfolgert werden, dass für die Arbeit mit Geometrien, welche von den Normalfällen des Halb- und Vollraumes abweichen, die experimentelle Ermittlung der Konfigurationsfaktoren notwendig ist. Nur dann lassen sich aus den Messwerten die realen spezifischen Widerstände bestimmen.

4.5.3 Temperaturmessung

Die Messung der Temperatur gehört zu den sehr häufig angewendeten Messverfahren, welches i. A. als verhältnismäßig einfach betrachtet wird. Jedoch treten im vorliegenden Anwendungsfall gleichzeitig mehrere Probleme auf, die beachtet werden müssen. Zum einen ist dies die Forderung einer möglichst geringen Temperaturdifferenz (möglichst $< 1\text{K}$) zwischen dem Tracer und dem unbeeinflussten Grundwasser, um temperaturbedingte Konvektion zu vermeiden. Um diese Differenz messen zu können, müssen die Sensoren eine hohe Empfindlichkeit besitzen. Zum anderen ist eine geringe thermische Trägheit der Sensoren erforderlich, um das zeitabhängige Temperaturverhalten verfolgen zu können. Diese wird maßgeblich von der thermischen Entkopplung der Sensoren vom Sondenkörper beeinflusst, da dieser meist über eine hohe Wärmekapazität verfügt und damit die Messergebnisse erheblich verfälschen kann.

Bei der Bewertung der Messergebnisse muss grundsätzlich beachtet werden, dass es sich bei der Messung mit Tempertursensoren immer um punktuelle Messwerte handelt, die in Abhängigkeit der Sensorgröße nur einem kleinen Volumenelement zugeordnet werden können. Bei der Anwendung dieses Verfahrens an einer Bohrlochsonde ermöglicht es bei radialer Anordnung die Erfassung von Temperaturunterschieden am Sondenumfang.

4.6 Abschätzung der Transportparameter

Diffusion/Konvektion

Bezug nehmend auf die im Abschnitt 4.3 dargestellten Grundlagen der Transportvorgänge wird im Folgenden eine Abschätzung der Stoffstromdichten für den Anwendungsfall des entwickelten Messsystems in einer 3"-Messstelle vorgenommen. Als Extrema potentieller Tracerstoffe werden sowohl eine geringst salinare Lösung (deionisiertes Wasser) als auch eine Salzlösung betrachtet, wobei zusätzlich deren Temperaturen variiert werden.

4.6.1 Stoffstromdichte durch Strömungskonvektion im Aquifer

Entsprechend der Gl. (4.23) müssen folgende Parameter bekannt sein:

wassergefüllte Porosität	ϕ_w	0,3
mittlere Abstandsgeschwindigkeit	v_a	1,7 m/d
Darcy-Geschwindigkeit	v_f	0,5099 m/d = $5,9 \cdot 10^{-6}$ m/s
Stoffkonzentration der Komponente i	C_i	1 kg/m ³ (Salzwasser)

Damit ergibt sich ein Wert von $J_i(v) = 5,9 \cdot 10^{-6}$ kg/(m²s) für die durch Strömungskonvektion bedingte Stoffstromdichte bei der Verwendung von Salzwasser. Die Verwendung von deionisiertem Wasser führt nicht zu einer zusätzlichen Stofftransportkomponente, da die Stoffkonzentration Null beträgt.

4.6.2 Stoffstromdichte durch molekulare Diffusion

Zur Bestimmung der infolge molekularer Diffusion auftretenden Stoffstromdichte wird die Gl. (4.29) genutzt, welche die Erweiterung des 1. Fick'schen Gesetzes für die Betrachtung von Lockergesteinen enthält. Dazu müssen folgende Parameter bekannt sein bzw. werden folgende Annahmen getroffen:

Für deionisiertes Wasser ergibt sich damit unter Verwendung der minimalen Parameter eine Stoffstromdichte von $J_i(D) = -1,8 \cdot 10^{-10}$ kg/(m²s)
maximalen Parameter eine Stoffstromdichte von $J_i(D) = -6,0 \cdot 10^{-10}$ kg/(m²s)

Für Salzwasser mit einer Konzentration von 1 kg/m³ ergibt sich damit unter Verwendung der minimalen Parameter eine Stoffstromdichte von $J_i(D) = -1,8 \cdot 10^{-8}$ kg/(m²s)

Tortuosität	χ	0,5 bis 1,0
elektromolekularer Retardationsfaktor	η	0,9 bis 1,0
freie Lauflänge im Tracerringraum	x	5 mm
Konzentrationsgradient für deionisiertes Wasser als Tracer	$gradC$	$1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3 / 5 \text{ mm}$
molekularer Diffusionskoeffizient für deionisiertes Wasser	$D_{M_{i,j}}$	$1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$
Konzentrationsgradient für Salzwasser als Tracer	$gradC$	$1 \text{ kg/m}^3 / 5 \text{ mm}$
molekularer Diffusionskoeffizient für Salzwasser	$D_{M_{i,j}}$	$1,2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$

maximalen Parameter eine Stoffstromdichte von $J_i(D) = -6,0 \cdot 10^{-8} \text{ kg}/(\text{m}^2\text{s})$

4.6.3 Stoffstromdichte durch Dichtekonvektion

Resultierend aus dem Dichteunterschied zwischen Grundwasser und Tracer kann es zum Auftreten eines konvektiv getriebenen Stoffstromes kommen. Die Größe dieses Effektes ist durch die Wahl eines angepassten Tracers beeinflussbar. Bei Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracer ist der Dichtegradient zum Grundwasser meist gering, wenn dieses eine äußerst geringe Konzentration gelöster Stoffe aufweist.

Unter Nutzung der Gl. (4.26) erfolgt eine Abschätzung der Stoffstromdichte für die Annahme folgender Parameter:

Konzentrationswerte:

$$C_{\text{Wasser}} = 1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$$

$$C_{\text{deion.Wasser}} = 0 \text{ kg/m}^3$$

$$C_{\text{Salzwasser}} = 1 \text{ kg/m}^3$$

Dichten bei 10°C

$$\rho_{\text{Wasser}} = 999,71261 \text{ kg/m}^3$$

$$\rho_{\text{deion.Wasser}} = 999,70475 \text{ kg/m}^3$$

$$\rho_{\text{Salzwasser}} = 1000,49083 \text{ kg/m}^3$$

Durchlässigkeitsbeiwert für Filterrohr und Ringraumschüttung $k_f \cong 10^{-3} \text{ m/s}$

Damit ergeben sich folgende Werte für die Stoffstromdichten:

$$\text{deionisiertes Wasser} \quad 0,16 \text{ kg}/(\text{m}^2\text{s})$$

$$\text{Salzwasser} \quad 1623,0 \text{ kg}/(\text{m}^2\text{s})$$

4.6.4 Zusammenfassung

Der folgenden Tab. 4.1 ist die Zusammenstellung der resultierenden Stoffstromdichten für die molekulare Diffusion und die Dichtekonvektion zu entnehmen.

Tab. 4.1: Stoffstromdichten in Abhängigkeit der Triebkraft

Triebkraft	Einflussparameter		Tracertyp	
			Deionisiertes Wasser	Salzwasser ($C = 1\text{ kg/m}^3$)
	Tortuosität	Elektromolekularer Retardationsfaktor	Stoffstromdichte in $\text{kg}/(\text{m}^2\text{s})$	Stoffstromdichte in $\text{kg}/(\text{m}^2\text{s})$
Molekulare Diffusion	0,5	0,9	$-1,8 \cdot 10^{-10}$	$-1,8 \cdot 10^{-8}$
	1,0	1,0	$-6,0 \cdot 10^{-10}$	$-6,0 \cdot 10^{-8}$
Dichtekonvektion	-	-	0,16	1623,0
Strömungskonvektion	-	-	0	$5,78 \cdot 10^{-6}$

Aus den Ergebnissen ist erkennbar, dass hauptsächlich Dichteunterschiede für auftretende Konvektionsströmungen verantwortlich sind. Diese Problematik ist bei der Auswahl eines geeigneten Tracers zu beachten. Daraus wird deutlich, dass deionisiertes Wasser auf Grund der im Vergleich zu Salzwasser erheblich geringeren resultierenden Stoffstromdichte als Tracerstoff besser geeignet ist. Mögliche vertikale Strömungskomponenten, welche durch den Tracer selbst hervorgerufen werden könnten, werden damit weitgehend vermieden.

4.7 Messung der Grundwasserbewegung

4.7.1 Bestimmung der Filtergeschwindigkeit

Aus der Untersuchung der Strömungsvorgänge innerhalb des Filterrohres erfolgt die Bestimmung der den Grundwasserfluss im Aquifer charakterisierenden Filtergeschwindigkeit. Dabei kommt die in der Bohrlochmessung bei Tracerverdünnungsverfahren genutzte Auswertemethode zum Einsatz. (Hierbei muss grundsätzlich beachtet werden, dass die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit mit der Tracerverdünnungsmethode nur in den Gültigkeitsgrenzen des Darcy-Gesetzes möglich ist.) Betrachtet wird ein vom Grundwasser mit der sog. Verdünnungsgeschwindigkeit durchströmtes, begrenztes zylindrisches Volumen innerhalb des Bohrloches bzw. Filterrohrs (vgl. Abb. 4.10). Innerhalb dieses Bereiches wird die Änderung bestimmter Messwerte verfolgt, welche durch die Verdünnung hervorgerufen wird (MOSER 1957).

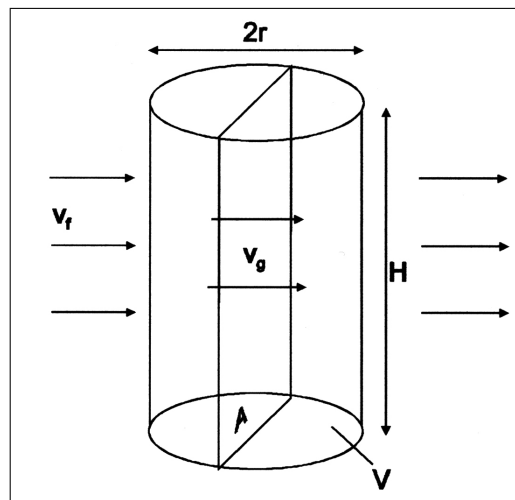


Abb. 4.10: Parameter für die Bestimmung der horizontalen Grundwassergeschwindigkeit

Beim Tracerverdünnungsverfahren wird ein Markierstoff in das Bohrloch eingebracht und die Konzentrationsabnahme infolge der horizontalen Bohrlochdurchströmung (Q) als Funktion der Zeit (t) gemessen. Der daraus resultierende prinzipielle Zeitverlauf ist in der Abb. 4.11 dargestellt. Mit der folgenden Differenzialgleichung wird der Zusammenhang zwischen der horizontalen Durchströmung der Messstelle und der Veränderung (Abnahme) der Tracerkonzentration (Messwert) beschrieben.

$$\frac{Q}{V} \int_{t_1}^t dt = - \int_{C_1}^C \frac{dC}{C - C_0} \quad (4.41)$$

mit

Q - Volumenstrom durch Bezugsfläche

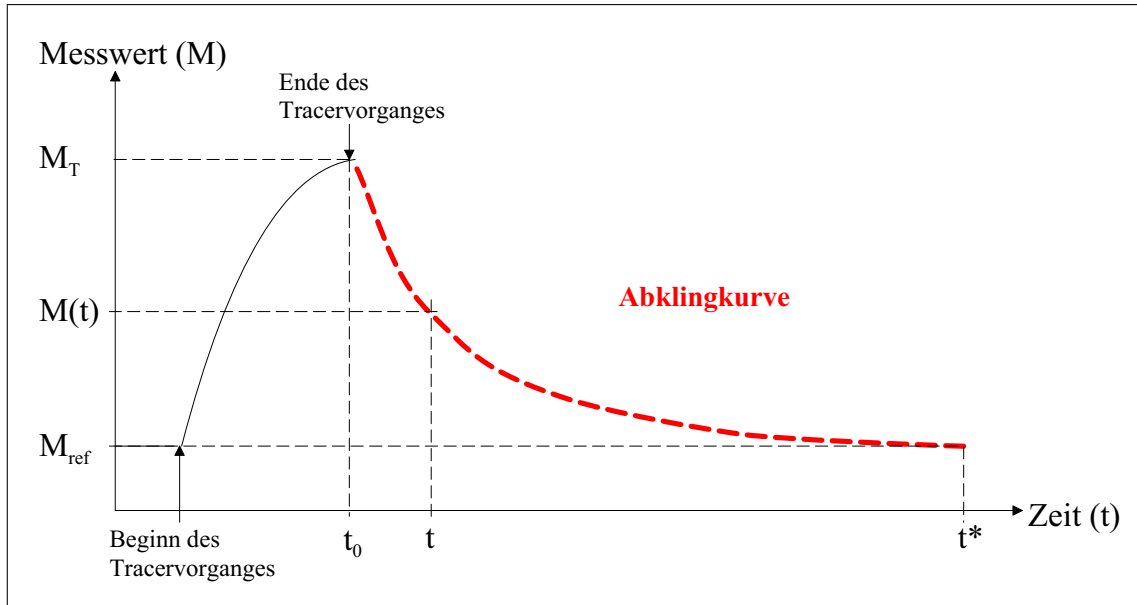


Abb. 4.11: Zeitverlauf des Tracervorganges bezüglich des spezifischen Messwertes

V - Betrachtungsvolumen

C - Tracerkonzentration zum Zeitpunkt t

C_0 - Tracerkonzentration zum Zeitpunkt t_0 (nach Eingabe des Tracers)

Wird eine Verallgemeinerung der Gl. (4.41) vorgenommen und anstelle der Tracerkonzentration C der jeweilige Messwert M eingesetzt, so kann damit das Abklingverhalten eines beliebigen Markierstoffes infolge des Verdünnungsprozesses beschrieben werden.

Die Lösung dieser sich damit ergebenden Differentialgleichung lautet:

$$\ln(M(t) - M_{ref}) = -\frac{Q}{V} \cdot (t - t_0) + \ln(M_T - M_{ref}) \quad (4.42)$$

Um die Auswertung bezüglich des Messvolumens vorzunehmen, werden die beiden folgenden Gleichungen in die obige integriert. Sie beschreiben den Zusammenhang zwischen der Verdünnungsgeschwindigkeit v_g und dem resultierenden Volumenstrom durch die Bezugsfläche innerhalb des Betrachtungsvolumens.

Mit

$$Q = v_g \cdot A = v_g \cdot 2 \cdot r \cdot H \quad (4.43)$$

und

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot H \quad (4.44)$$

erhält man folgenden Ausdruck, der Grundlage für die Auswertung der Messdaten mit beliebigen Tracern ist:

$$\ln(M(t) - M_{ref}) = -\frac{2v_g}{\pi r} \cdot (t - t_0) + \ln(M_T - M_{ref}) \quad (4.45)$$

Dieser hat die Form einer linearen Gleichung, woraus sich die Möglichkeit zur analytischen Bestimmung der Verdünnungsgeschwindigkeit bietet. Dazu wird aus dem Anstieg der (linearen) Kurve $\ln(M(t) - M_{ref}) = f(t - t_0)$ im halblogarithmischen Diagramm v_g bestimmt. Wenn die theoretisch lineare Kurve sich nicht linear verhält, liegt die Ursache in der Überlagerung mehrerer Prozesse mit jeweils unterschiedlichen Zeitkonstanten. Es spielen hierbei die Prozesse der hydrodynamischen Dispersion sowie der Diffusion eine entscheidende Rolle. So wurde beispielsweise von (KLOTZ 1977) die Zunahme des Diffusionskoeffizienten mit steigender Durchlässigkeit des Filterrohres und Filterkieses festgestellt.

Unter der Annahme eines einfach exponentiellen Abklingverhaltens lässt sich die Verdünnungsgeschwindigkeit auch explizit aus der Gl. (4.45) in folgender Weise berechnen (Linearisierung des Betrachtungszeitraumes):

$$v_g = -\frac{\pi \cdot r}{2 \cdot (t - t_0)} \cdot \ln\left[\frac{(M(t) - M_{ref})}{(M_T - M_{ref})}\right] \quad (4.46)$$

Setzt man einen Leitfähigkeitstracer ein und beobachtet die Verdünnung im Bohrloch mittels Salinitätslog (Messung des Wasserwiderstandes R_m bzw. der Wasserleitfähigkeit σ_w), so ist die für ca. 10 °C gültige Formel von LUKES (1973) zu verwenden, in der M durch σ_w ersetzt wird

$$\ln\left[\left(\frac{\sigma_w(t)}{\sigma_{wref}}\right)^{1,04} - 1\right] = -\frac{2v_g}{\pi r}(t - t_0) + \ln\left[\left(\frac{\sigma_{wT}}{\sigma_{wref}}\right)^{1,04} - 1\right] \quad (4.47)$$

Wie in Gl. (4.22), S. 27, dargelegt ist, müssen bei der Bestimmung der Filtergeschwindigkeit mehrere Einflussparameter berücksichtigt werden. Nach Untersuchungen von (KLOTZ 1979) ist es zusätzlich möglich, den Einfluss des Sondendurchmessers auf die Messergebnisse zu betrachten. Dazu wird ein Faktor β eingeführt, welcher die Verringerung des mit Tracer gefüllten Volumens innerhalb des Filterrohres durch die Sonde ausdrückt.

$$\beta = \frac{r_P^2 - r_S^2}{r_P^2} \quad (4.48)$$

mit

r_P - Radius des Filterrohres

r_S - Sondenradius

Unter Nutzung der 2 Gleichungen Gl. (4.15) und Gl. (4.46) sowie der Berücksichtigung des Korrekturfaktors β ergibt sich für die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit folgende Beziehung:

$$v_f = \frac{-\frac{\beta \cdot \pi \cdot r_P}{2 \cdot (t - t_0)} \cdot \ln\left[\frac{(M(t) - M_{ref})}{(M_T - M_{ref})}\right] - |v|}{\alpha \cdot \gamma} \quad (4.49)$$

Häufig wird jedoch eine Vereinfachung getroffen, wobei die Filtergeschwindigkeit v_f direkt aus der Verdünnungsgeschwindigkeit v_g unter Anwendung von Gl. (4.15) berechnet wird. Berücksichtigung findet hierbei lediglich der Korrekturfaktor α , eine Berücksichtigung des Packereinflusses findet nicht statt. Nach Angaben aus der Literatur und Ergebnissen der Simulationsrechnungen liegt der Wert des Faktors α zwischen 2 und 4. Die Modellergebnisse bestätigen diese Annahme, jedoch sollte für den jeweiligen Anwendungsfall und die dabei herrschenden Randbedingungen (Filterrohrdurchmesser, Art des Filterkieses...) eine genaue Bestimmung des Faktors vorgenommen werden [KLOTZ UND CHAND, 1979].

4.7.2 Bestimmung der Strömungsrichtung

Zur Bestimmung der Strömungsrichtung werden zeitabhängige radiale Messwerte herangezogen. Diese sind bezüglich ihrer Richtungsspezifik von der Anordnung der Sensoren an der Sonde abhängig. Entsprechend des Messverfahrens (thermisch oder geoelektrisch) werden die Daten einer zweidimensionalen Koordinate in einer realen oder fiktiven Messebene zugeordnet. Zum besseren Verständnis dieser Problematik soll die Abb. 4.12 dienen, in welcher eine Sonde mit der zugehörigen Messebene dargestellt ist. In diesem Fall handelt es sich um die Abbildung geoelektrischer Messwerte, die entsprechend ihrer Eindringtiefe wiedergegeben werden.

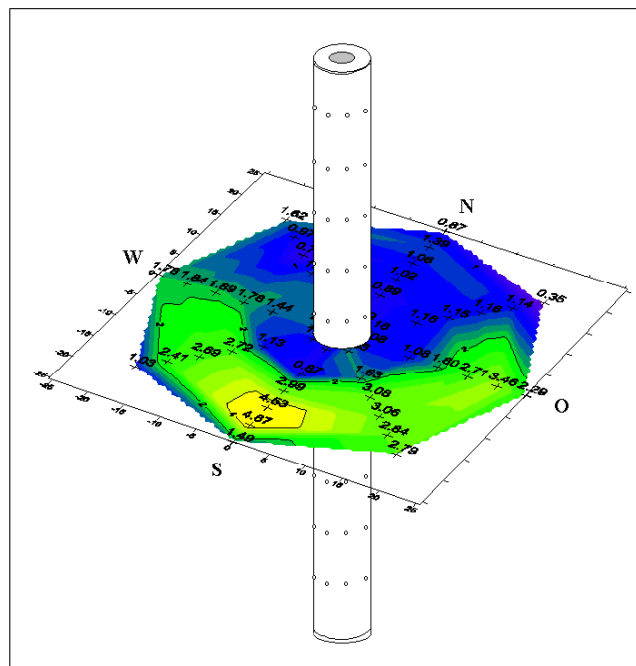


Abb. 4.12: Messwertverteilung bezüglich der Sondenmessebene

Erfahrungsgemäß wird bei der Fließrichtungsbestimmung von folgendem Verhalten des Tracers ausgegangen. Die gleichmäßige Anfangsverteilung im Untersuchungsvolumen (vgl. 4.7.1) wird durch die Grundwasserströmung zu einer länglichen „Tracerfahne“ verformt. Die Grafik in Abb.

4.13 verdeutlicht diesen Vorgang an Hand eines Modellergebnisses in Form von Linien gleicher Tracerkonzentration. Werden nun zeitabhängig, richtungsspezifische Messwerte erfasst und diese z. B. in Form eines Polardiagrammes dargestellt, ergeben sich Kurven, wie sie in der Abb. 4.14 dargestellt sind. Bei diesem Beispiel handelt es sich um reale Messwerte, welche durch eine nach Osten gerichtete Grundwasserbewegung hervorgerufen wurden.

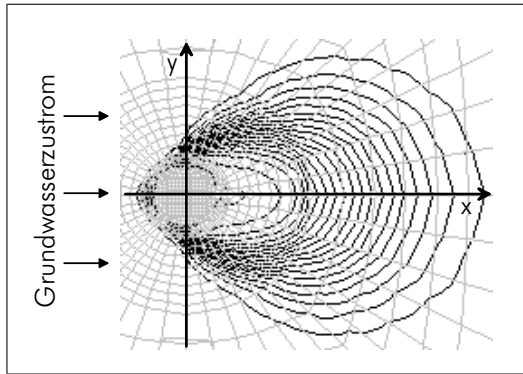


Abb. 4.13: Elliptische Ausbildungsform einer Tracerfahne mit Angabe des Grundwasserzustromes bezüglich des Koordinatensystems

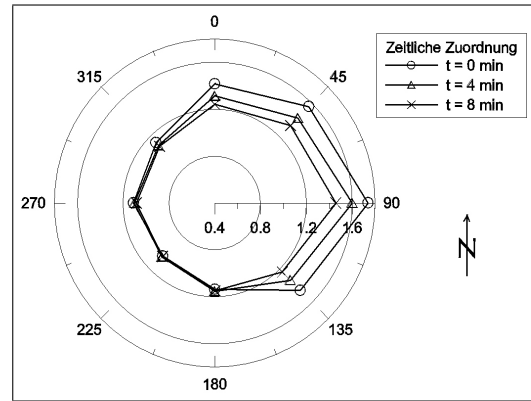


Abb. 4.14: Beispiel der experimentell ermittelten, zeitabhängigen, richtungsspezifischen Messwertverteilung für den Fall einer nach Osten gerichteten Strömung

Werden die richtungsspezifisch gewonnenen Messwerte in einem x-y-Diagramm in Abhängigkeit des Messwinkels aufgetragen, ergeben sich Kurven analog Abb. 4.15. Die durchgezogene Kurve zeigt den aus den Messwerten interpolierten Parameterverlauf, die gestrichelte Linie spiegelt die daraus abgeleitete reale Messwertverteilung wieder. Es ist erkennbar, dass diese mittels einer angenäherten Sinusverteilung beschrieben werden kann. Der Offset ist durch den Hintergrund bestimmt. Zur Interpretation der Ergebnisse lassen sich entsprechend der Sondenausrichtung in einem solchen Diagramm die natürlichen Himmelsrichtungen eintragen.

In Äquivalenz zu dem im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Auswerteprinzip kann die Richtungsmessung als eine 2-dimensionale diskretisierte Verdünnungsmessung betrachtet und ausgewertet werden. Damit ist eine Kombination beider Verfahren möglich und erlaubt die Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit aus dem Kurvenverlauf in Abb. 4.15, wobei die Grundwasseranstromrichtung durch das Geschwindigkeitsmaximum gekennzeichnet ist.

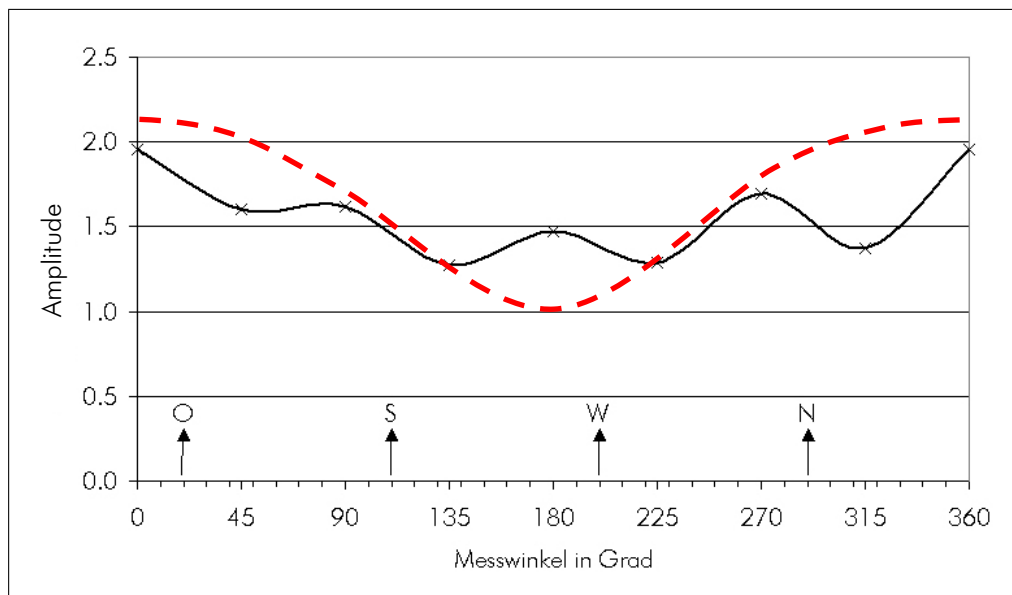


Abb. 4.15: Prinzipielle radiale Messwertverteilung

5 Einbohrloch-Messsonde zur Bestimmung der horizontalen Fließparameter ohne Störung des Strömungsfeldes

5.1 Verfahrenskonzept

Mit dem Ziel, die lokale Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit unter Nutzung nur einer Bohrung bzw. Grundwassermessstelle zu bestimmen, wurde ein Messverfahren entwickelt und zur Anwendungsreife gebracht, bei dem eine minimale Störung des hydraulischen Regimes durch die Messung selbst erfolgt. Das Messprinzip beruht auf der Erzeugung und Beobachtung des Verhaltens von künstlich erzeugten Anomalien der Leitfähigkeit und der Temperatur. Während des Messvorganges werden die zeitabhängigen, richtungsspezifischen Veränderungen dieser beiden Parameter mit angepassten geoelektrischen Anordnungen und Temperatursensoren ermittelt. Durch die zeitlich parallel ablaufenden Messungen wird eine Erhöhung der Genauigkeit erreicht und die Erweiterung des Einsatzbereiches ermöglicht.

Das neue Einbohrlochsystem ermöglicht die Messung langsamer Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten im Bereich ab 1 m/d. Dieses Ziel wurde mit der Entwicklung des Tracerringraumverfahrens erreicht. Damit werden Störungen des natürlichen Grundwasserströmungsfeldes vermieden und gleichzeitig eine radial gleichmäßige Verteilung des Tracers als Startzustand für die Messungen gewährleistet. Die bei bekannten Messverfahren in Folge des Tracervorganges auftretende Volumenzunahme und daraus resultierende horizontale und vertikale Geschwindigkeitskomponenten werden mit diesem Prinzip minimiert. Eine Beeinflussung der hydraulischen Bedingungen im Untersuchungsbereich durch den Tracervorgang wird verhindert. Dies bildet die entscheidende Grundlage für die Messung langsamer Grundwasserbewegungen. Hinzu kommt, dass durch die konstruktive Gestaltung der Sonde und die angewendeten Messverfahren der Einsatz geringer Tracermengen (< 2000 ml) ermöglicht wird.

Das Grundprinzip des Messsystems beruht auf der Nutzung zweier unterschiedlicher und voneinander unabhängiger Messverfahren zur Bestimmung der GW-Fließrichtung und -Fließgeschwindigkeit (vgl. Abb. 5.1). Zur Durchführung des Verfahrens wird eine künstlich erzeugte Anomalie der Leitfähigkeit und der Temperatur erzeugt. Die zeitliche und richtungsspezifische Veränderung dieser beiden Parameter in Folge der Grundwasserströmung wird mittels elektrischer und thermi-

scher Sensoren beobachtet. Für die Leitfähigkeits- bzw. Widerstandsmessungen werden einfache geoelektrische Messanordnungen genutzt. Durch die konstruktive Gestaltung der Sonde werden die charakteristischen Parameter außerhalb des Filterrohres bestimmt. Die gewonnenen Informationen aus den geoelektrischen Messungen stammen somit aus dem gering beeinflussten Bereich zwischen der Ringraumschüttung und dem unverritzten Aquifer. Die Fehler einer Innenraummessung im gestörten Strömungsfeld werden auf diese Weise minimiert. Mit den Temperatursensoren auf der Sondenoberfläche wird der thermische Zustand im Tracerringraum erfasst.

Bei der Nutzung von Tracern muss als Störkomponente die aus der Dichtedifferenz zwischen Grundwasser und Tracer u. U. resultierende freie Konvektionsströmung beachtet werden. Mit der Entwicklung des Verfahrens des adaptiven Tracers konnte diese Problematik beherrscht werden. Hierbei erfolgt unter der Voraussetzung der messtechnischen Nachweisbarkeit die Auswahl einer an die Verhältnisse im Aquifer bezüglich Temperatur und Salinität angepassten Lösung als Tracerstoff und macht die Messungen damit unabhängig von der Hintergrundleitfähigkeit des Grundwassers.

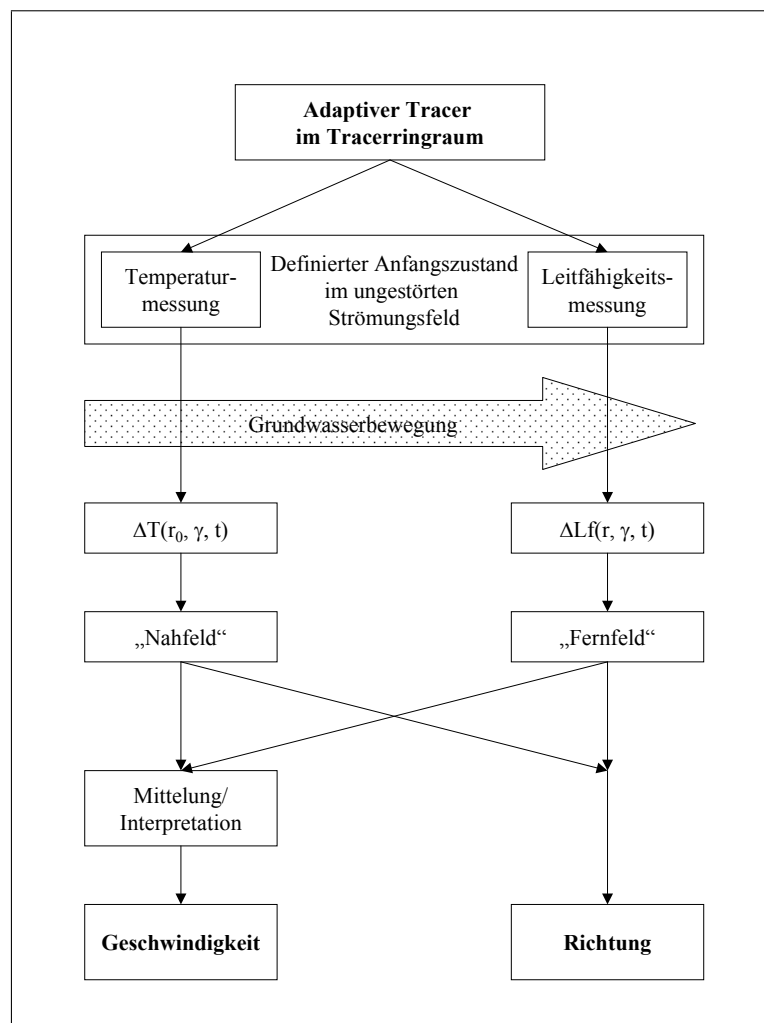


Abb. 5.1: Schema des Messprinzips unter Nutzung des Tracerringraumverfahrens

5.2 Gesamtsystem

Das Gesamtsystem besteht aus einer modular aufgebauten Bohrlochsonde (Abb. 5.2) sowie einem Übertagesteuer- und Übertagemesssystem mit dem Steuercomputer (Abb. 5.3) und der notwendigen Betriebssoftware.

An Hand des in Abb. 5.2 dargestellten Prototyps wird im Folgenden der prinzipielle Aufbau der Messsonde erläutert. Im oberen Sondenbereich befinden sich die Steuerelektronik und die Orientierungseinheit. Daran schließen sich der Sensor- und Tracermodul mit elektrischen und thermischen Sensoren mit dem integrierten Tracermodul an. Im unteren Bereich ist die Tracereinheit angeordnet. Dazu gehören die von über Tage steuerbare Pumpe sowie der abtrennbare und separat befüllbare Tracerbehälter. Die Sonde hat im Bereich des Sensormoduls einen maximalen Durchmesser von 70 mm, die Gesamtlänge beträgt in Abhängigkeit des verwendeten Tracerbehälters 2400 bzw. 2800 mm. Eine ausführliche Beschreibung der Teilmodule erfolgt in den Abschnitten 5.2.2 bis 5.2.5.

Zum Betrieb der Sonde und für die Durchführung von Bohrlochmessungen ist die in der Abb. 5.3 dargestellte Ausrüstung notwendig. Diese beinhaltet neben der Bohrlochmessapparatur UNI-2000, welche mit einem integriertem Mikrorechner zur Berechnung der Teufe und Kabelgeschwindigkeit sowie Sondenstromversorgung und Elektronik für die Datenübertragung ausgestattet ist, den Windensteuerkasten mit Stromrichter und Steuerelektronik sowie die Bohrlochmesswinde. Der Betrieb der Sonde erfolgt an einem einadrigen Bohrlochmesskabel und ermöglicht damit einen Einsatzbereich bis 10 bar Wasserdruck (Wassertiefe max. 100 m).

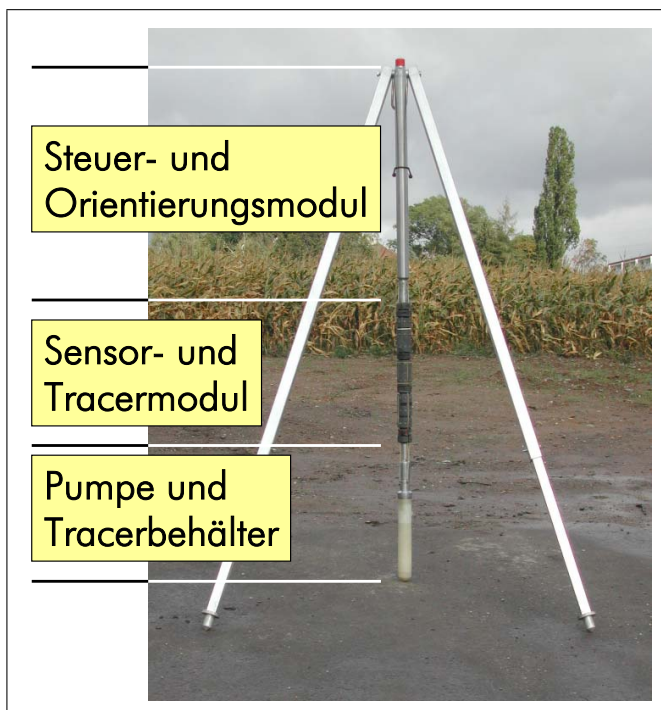


Abb. 5.2: Prototyp der Messsonde und Anordnung der Teilmodule



Abb. 5.3: Übertagetechnik zur Durchführung der Bohrlochmessung

Mit der weitgehend unkomplizierten Handhabung des Messsystems wird dessen Nutzung in einer Vielzahl von Grundwassermessstellen ermöglicht, welche einen Ausbaudurchmesser von 3 bis 5 Zoll (80 - 125 mm) im Filterbereich aufweisen. Der zeitliche Aufwand für die Durchführung einer Einzelmessung wird hauptsächlich von den Parametern Grundwasserfließgeschwindigkeit und Messteufe bestimmt und ist somit von den konkreten Parametern der Messstelle abhängig.

5.2.1 Sondenentwicklung und Bau

Zu Beginn der Entwicklung, noch vor der Fertigstellung des Prototyps, wurde eine Testsonde gebaut (Abb. 5.4). Diese bestand bereits aus einem gekoppelten Tracer- und Sensormodul, welches mit der Steuereinheit und dem Tracerreservoir durch entsprechende Verbindungsleitungen verbunden war. Im Unterschied zum Prototyp beinhaltete die Testsonde noch nicht die Komponenten Orientierungsmodul und Übertragungseinheit. Die Sonde wies insgesamt 80 aus Silber gefertigte Punktelektroden auf, die zur Vergrößerung der elektrisch wirksamen Fläche mit Silberchlorid elektrochemisch beschichtet waren. Die Elektroden waren in 10 Ebenen mit jeweils 8 Stück am Umfang und um 45° versetzt angeordnet. Auf Grund der hohen Elektrodenanzahl musste eine computergesteuerte Messung gewährleistet werden. Dazu wurde die Messapparatur GMS 150s der Firma GeoSys GmbH verwendet, welche über einen Rechner mit dem zugehörigen Steuerprogramm betrieben wurde. Mittels einer speziellen Elektrodenkonfigurationsdatei erfolgte die Ansteuerung der gewünschten Anordnungen während des Programmablaufes. Die Testmessungen offenbarten Probleme bei der Tracererzeugung, die durch die Entwicklung des Verfahrens zum Ringraumaustausch (vgl. Abschnitt 5.2.3) gelöst werden konnten. Mit der Testsonde wurden erfolgreiche Untersuchungen zur Anwendbarkeit unterschiedlicher Messverfahren, zum Einfluss von Elektrodenabständen und -arten sowie zu Apparaturparametern durchgeführt. Zusätzlich zu den laborativen Experimenten wurden Feldversuche vorgenommen, mit denen die Anwendbarkeit des Verfahrens unter Realbedingungen bewiesen werden konnte. Diese Arbeiten bildeten die notwendige Grundlage für die Optimierung des Messsystems und resultierten in der Konstruktion und dem durch die LogIn Bohrlochmessgeräte GmbH gebauten Prototyp.

5.2.2 Steuer- und Orientierungsmodul

Der im oberen Teil der Sonde angeordnete Modul enthält sowohl die Steuer- und Übertragungseinheit als auch ein magnetisches Orientierungssystem. Sämtliche Steuerbefehle und Messdaten von und nach Übertage werden digital über ein einadriges Bohrlochmesskabel übertragen. Die Digitalisierung dieser Daten erfolgt mit einem AD-Wandler. Die Ansteuerung der Elektroden sowie die Erfassung der Temperaturdaten wird von einem speziellen Sondenrechner über einen Multiplexer realisiert. Weiterhin ist eine Elektronik für den Betrieb der frequenzgesteuerten Tracerpumpe enthalten. Die Orientierungseinheit besteht aus einem Zweikomponenten-Magnetfeldsensor, mit

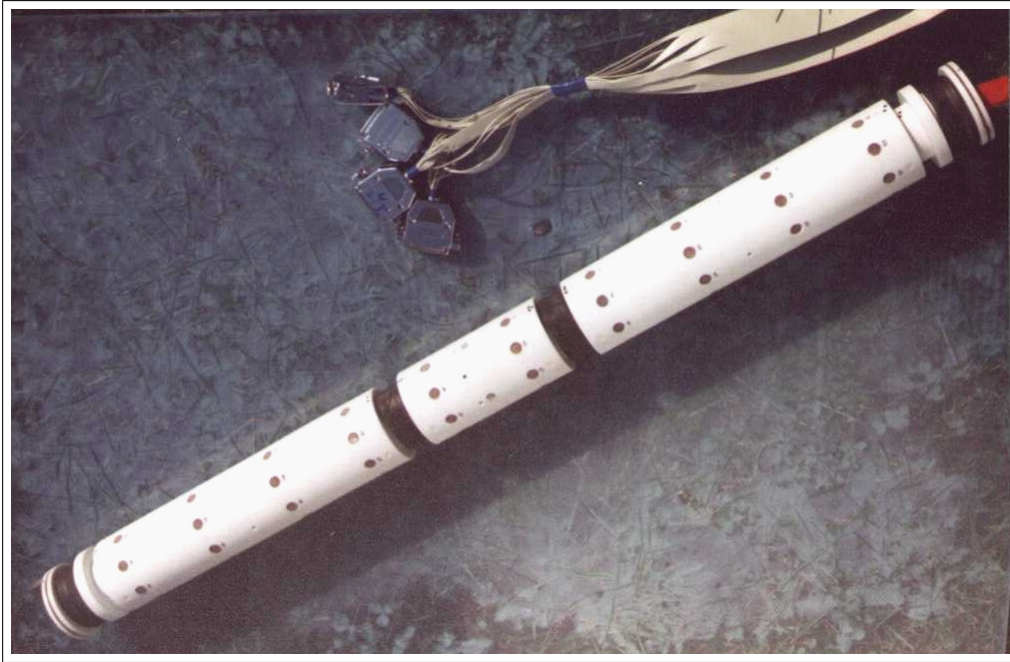


Abb. 5.4: Testsonde mit Anschlusskabeln

welchem die Ausrichtung der Sonde in Bezug auf das Erdmagnetfeld erfasst wird. Mit diesen Informationen wird eine eindeutige Richtungszuordnung der Messwerte vorgenommen.

5.2.3 Tracermodul

Der Tracermodul besteht aus mehreren Teilelementen und umfasst die Pumpe und den darunter angeordneten Tracerbehälter sowie die im Sensormodul integrierten Ringschläuche zur Realisierung des Tracerringraumverfahrens.

Tracerbehälter

Innerhalb des Tracerbehälters befindet sich ein Tracersack, welcher als Reservoir dient. Dieser wird vor Beginn der Messung mit der entsprechenden Tracerflüssigkeit gefüllt. Während des Tracervorganges wird mit der Pumpe Tracer abgezogen und in den Tracerringraum transportiert (vgl. Folgeabsatz). Dadurch kommt es zur Verringerung des Tracersackvolumens und zur Erzeugung eines Unterdruckes innerhalb des Tracerbehälters (vgl. Abb. 5.5). Daraufhin wird ein Rücklauf aus dem Tracerringraum hervorgerufen, welcher in den entstandenen Raum zwischen Tracerbehälter und Tracersack stößt. Im Idealfall ist der Tracersack am Ende des Tracervorganges vollständig geleert. Eine Vermischung beider Flüssigkeiten wird auf diese Weise verhindert.

„Tracerringraum - Austausch“ - Verfahren zur Erzeugung des Tracers

Im Messzustand befindet sich die Sonde im Inneren eines Filterrohres. Damit bildet sich zwischen dem Sensormodul und dem Filterrohr ein hohlzylinderförmiger Raum, der oberhalb und unterhalb

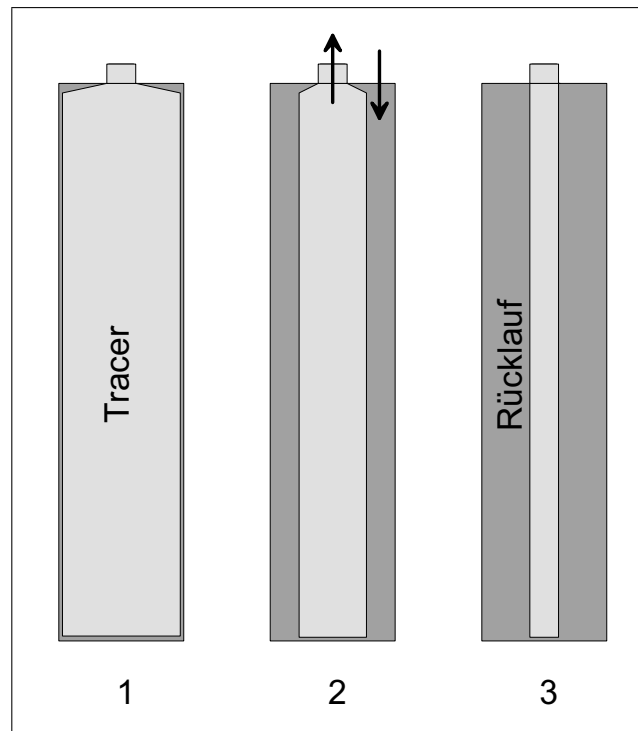


Abb. 5.5: Wirkprinzip von Tracerbehälter und Tracersack: 1-vorher, 2-Tracervorgang, 3-danach

der Messebene durch Mikropacker begrenzt wird. In diesem Bereich wird der Tracer erzeugt; daraus folgt die Bezeichnung Tracerringraum. Im Gegensatz zu den im Kap. 3.4, insb. in der Abb. 3.3, beschriebenen Methoden zu Fließrichtungsmessung wird beim Tracerringraumverfahren ein definiertes Volumen betrachtet, welches nur vom Sonden- und Filterrohrdurchmesser abhängig ist. Die Abb. 5.6 veranschaulicht dies noch einmal an Hand eines Horizontal- und eines Vertikalschnittes durch den Tracerringraum.

In der Abb. 5.7 ist das Grundprinzip des Ringraumaustausches schematisch dargestellt, die Abb. 5.8 zeigt die technische Umsetzung an der Sonde. Im oberen Bereich erfolgt eine radial gleichmäßige (ringförmige) Zufuhr der Tracerflüssigkeit, gleichzeitig wird im unteren Bereich ebenfalls radial gleichmäßig durch Entnahme die Volumenkonstanz im Tracerringraum erhalten. Damit ist gewährleistet, dass die Tracerflüssigkeit nicht durch das Filterrohr in die umgebende Ringraum-schüttung gedrückt wird. Dies hätte unklare Anfangsbedingungen und eine vertikal aufwärts gerichtete Strömungskomponente zur Folge. Durch die Trennung des Tracers in der Vorratskammer vom Rücklaufwasser wird eine konstante Zulaufkonzentration über den gesamten Zeitraum des Ringraumaustausches gewährleistet. Der Tracervorgang ist beendet, wenn sich ein nahezu gleichmäßiger Zustand im Tracerringraum ausgebildet hat. Dies zeigt sich daran, dass zeitlich nur noch geringe Messwertänderungen stattfinden (vgl. Abb. 5.17). Damit ist der Startzustand für den anschließenden Messvorgang erreicht und die Tracererzeugung wird beendet.

Zum Nachweis der Funktionsfähigkeit des Ringraumaustausches wurden mehrere Versuche mit einem Farbtracer in einer Glassäule vorgenommen. Der Durchmesser der Säule betrug

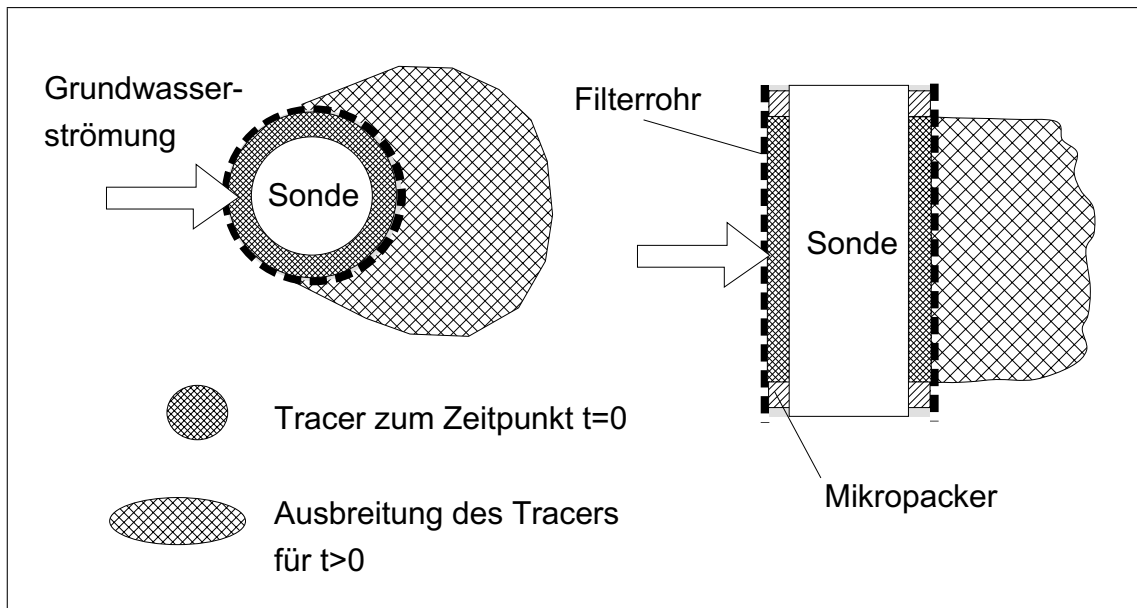


Abb. 5.6: Prinzip des Tracerringraumes im Horizontal- und Vertikalschnitt

80 mm und gestattet damit einen Vergleich mit den Verhältnissen in einem 3"-Filterrohr. Zur besseren Visualisierbarkeit des Prozesses wurde die Testsonde genutzt, da diese aus einem weißen Kunststoff besteht. Die Abb. 5.9 zeigt den prinzipiellen Ablauf des Ringraum austausches an Hand von vier Einzelaufnahmen. Erkennbar sind die Abgrenzungen des Prozessgebietes durch die in den Bildern am oberen und unteren Bildrand erkennbaren Packer. Die aufgetretenen Schlieren in der Verteilung des Farltracers sind auf die ungleichmäßige Oberfläche der Testsonde zurückzuführen. Insbesondere führen die außen in den Sondenkörper eingebrachten Nuten der Temperatursensoren und einige nicht verschlossene Löcher zur Wirbelbildung bzw. Fremdwasserzufuhr. Der Sensormodul der endgültigen Sonde wurde diesbezüglich weitgehend optimiert.

Mit den Versuchen konnte anschaulich gezeigt werden, dass das Ziel der Schaffung eines gleichmäßigen Ausgangszustandes mit der genutzten Technologie möglich ist. Außerdem wurde das Ziel der Entwicklung eines Verfahrens zur Tracererzeugung erreicht, bei dem nur eine minimale Störung des natürlichen Strömungsfeldes auftritt.

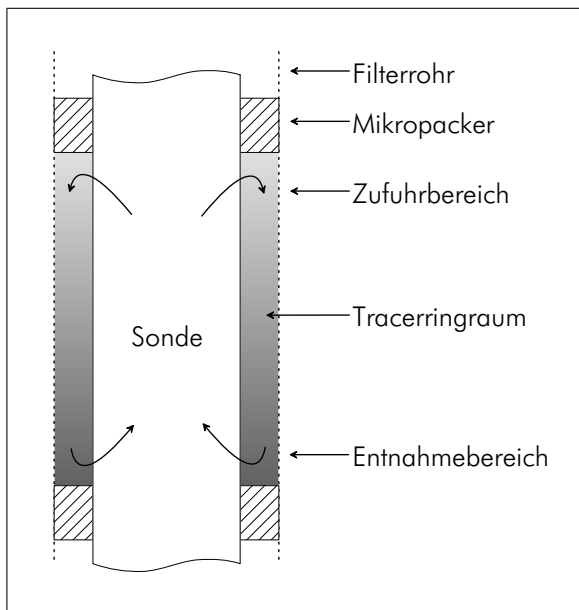


Abb. 5.7: schematische Darstellung des Ringraumaustausches



Abb. 5.8: Tracermodule mit Ringschläuchen und Mikropackern

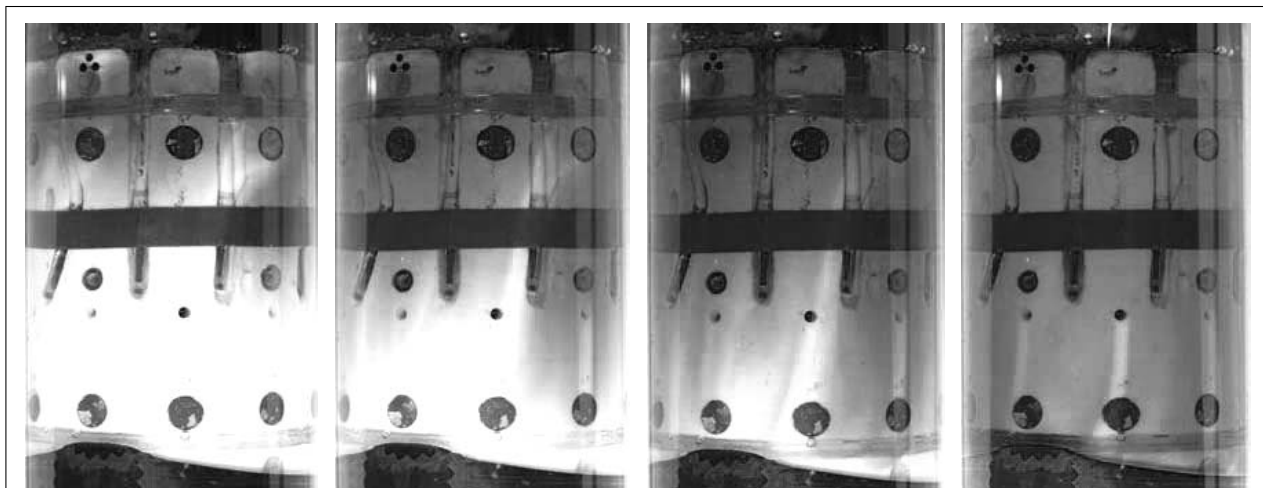


Abb. 5.9: Visualisierung des Tracerringraumaustausches an Hand von 4 Teilaufnahmen

Verfahren des adaptiven Tracers (VAT)

Als adaptiv bzw. angepasst wird ein Tracer bezeichnet, wenn er bezüglich seiner temperatur- und konzentrationsbedingten Dichte nur unwesentlich von den „Hintergrund“-Werten des Untersuchungsmediums Grundwasser abweicht.

Vor der Durchführung einer Grundwasserströmungsmessung wird üblicherweise das Temperatur- u. Leitfähigkeitsprofil der Wassersäule in der Messstelle erfasst. Damit liegen teufenspezifische Informationen dieser beiden Parameter vor, die es erlauben, die Dichte des Grundwassers im Bereich der Filterstrecke zu ermitteln. Aus den Daten der Messteufe und des Grundwasserflurabstandes wird der hydrostatische Druck bestimmt.

Die Berechnung der Wasserdichte aus Temperatur, Leitfähigkeit und dem entsprechenden Druck erfolgt in zwei Schritten unter Nutzung verschiedener Gleichungen. So wird zunächst die Salinität bzw. Konzentration, d. h. die Masse gelöster Stoffe (TDS) pro Masse Wasser, nach der sog. „Practical Salinity Scale 1978 (PSS-78)“ berechnet (PERKIN 1980). Da es sich hierbei um eine an die Ozeanographie angepasste Größengleichung handelt, erfolgen die Angaben der Temperatur in °C und des Druckes in Dezibar. Die Berechnung der Salinität (Konzentration) erfolgt hierbei nach folgender Vorschrift:

$$S = \sum_{j=0}^5 a_j R_T^{j/2} + \frac{(T - 15)}{1 + k(T - 15)} \sum_{j=0}^5 b_j R_T^{j/2} \quad (5.1)$$

mit

$$\begin{aligned} a_0 &= 0,0080 & b_0 &= 0,0005 & k &= 0,0162 \\ a_1 &= -0,1692 & b_1 &= -0,0056 \\ a_2 &= 25,3851 & b_2 &= -0,0066 \\ a_3 &= 14,0941 & b_3 &= -0,0375 \\ a_4 &= -7,0261 & b_4 &= 0,0636 \\ a_5 &= 2,7081 & b_5 &= -0,0144 \end{aligned}$$

Zur Berechnung der Gl. (5.1) müssen die einzelnen Koeffizienten in Abhängigkeit von Druck und Temperatur bestimmt werden:

$$R_T = \frac{R}{R_p \cdot r_T} \quad (5.2)$$

Zunächst wird der Messwert der Leitfähigkeit auf den Standardwert für Meerwasser bezogen:

$$R = \frac{\sigma(C, T, p)}{\sigma(35, 15, 0)} \quad (5.3)$$

mit $\sigma(35, 15, 0) = 42,914 \text{ mS/cm}$

Danach erfolgt die Bestimmung des Druckeinflusses:

$$R_p = 1 + \frac{p \cdot (A_1 + A_2 p + A_3 p^2)}{1 + B_1 T + B_2 T^2 + B_3 R + B_4 R T} \quad (5.4)$$

mit

$$\begin{aligned} A_1 &= 2,070 \cdot 10^{-5} & B_1 &= 3,426 \cdot 10^{-2} \\ A_2 &= -6,370 \cdot 10^{-10} & B_2 &= 4,464 \cdot 10^{-4} \\ A_3 &= 3,989 \cdot 10^{-15} & B_3 &= 4,215 \cdot 10^{-1} \\ & & B_4 &= -3,107 \cdot 10^{-3} \end{aligned}$$

sowie die Bestimmung des Temperatureinflusses

$$r_T = c_0 + c_1 T + c_2 T^2 + c_3 T^3 + c_4 T^4 \quad (5.5)$$

mit

$$\begin{aligned} c_0 &= 6,766097 \cdot 10^{-1} \\ c_1 &= 2,00564 \cdot 10^{-2} \\ c_2 &= 1,104259 \cdot 10^{-4} \\ c_3 &= -6,9698 \cdot 10^{-7} \\ c_4 &= 1,0031 \cdot 10^{-9} \end{aligned}$$

Mit der daraus erhaltenen Salinität bzw. Konzentration erfolgt die Berechnung der Dichte mit der von (CHEN 1986) veröffentlichten Vorschrift. Der Gültigkeitsbereich beschränkt sich auf folgende Bereiche: Konzentration von 0 – 0,6 kg/m³, Temperatur von 0-30°C und Druck von 0-180 bar. Die Berechnung erfolgt nach folgender Beziehung:

$$\rho_p = \rho_0 \cdot \left(1 - \frac{p}{K}\right)^{-1} \quad (5.6)$$

mit dem konzentrationsabhängigen Dichteanteil (in g/cm³):

$$\begin{aligned} \rho_0 &= 0,9998395 + 6,7914 \cdot 10^{-5} \cdot T - 9,0894 \cdot 10^{-6} \cdot T^2 + 1,0171 \cdot 10^{-7} \cdot T^3 \\ &\quad - 1,2846 \cdot 10^{-9} \cdot T^4 + 1,1592 \cdot 10^{-11} \cdot T^5 - 5,0125 \cdot 10^{-14} \cdot T^6 \\ &\quad + (8,181 \cdot 10^{-4} - 3,85 \cdot 10^{-6} \cdot T + 4,96 \cdot 10^{-8} \cdot T^2) \cdot C \end{aligned} \quad (5.7)$$

und dem druckabhängigen Dichteanteil:

$$\begin{aligned} K &= 19652,17 + 148,113 \cdot T - 2,293 \cdot T^2 + 1,256 \cdot 10^{-2} \cdot T^3 - 4,18 \cdot 10^{-5} \cdot T^4 \\ &\quad + (3,2726 - 2,147 \cdot 10^{-4} \cdot T + 1,128 \cdot 10^{-4} \cdot T^2) \cdot p \\ &\quad + (53,238 - 0,313 \cdot T + 5,728 \cdot 10^{-3} \cdot p) \cdot C \end{aligned} \quad (5.8)$$

Das Diagramm in Abb. 5.10, zeigt in dem für das Grundwasser relevanten Temperaturbereich von T=5-15 °C den Zusammenhang zwischen der Leitfähigkeit und der Wasserdichte. Unter Zuhilfenahme dieses Diagrammes kann bei Feldmessungen in einem **ersten Schritt** aus den Messwerten

der Temperatur und der Leitfähigkeit die Dichte des Grundwassers (ρ_{GW}) im Untersuchungsbe-
reich bestimmt werden. Im **zweiten Schritt** erfolgt unter der Voraussetzung der Dichteäquivalenz
die Auswahl der möglichen Temperatur-Leitfähigkeits-Kombination der Tracerflüssigkeit. Da sich
diese beiden Parameter vor Ort problemlos mit handlichen Messgeräten ermitteln lassen, ist eine
einfache und weitgehend genaue Anpassung der Tracerflüssigkeit an die vorgegebenen Randbe-
dingungen möglich.

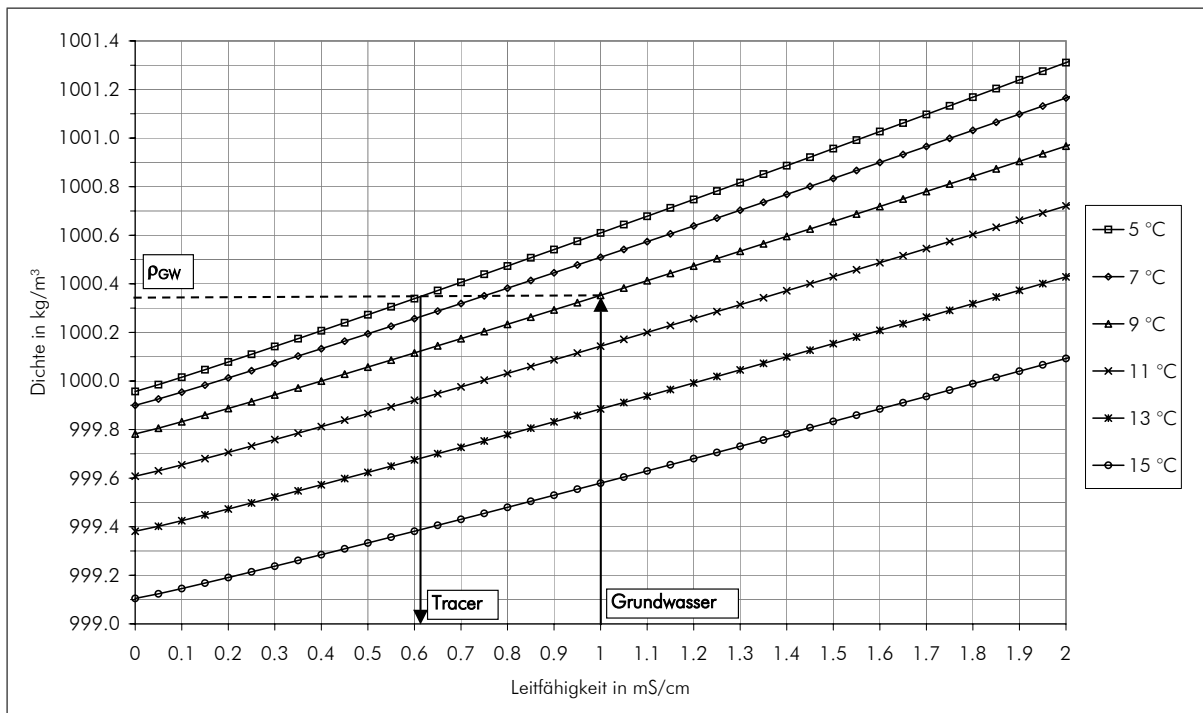


Abb. 5.10: Wasserdichte in Abhängigkeit der Leitfähigkeit und Temperatur, berechnet nach (PERKIN 1980) und (CHEN 1986)

5.2.4 Sensormodul

Der Sensormodul besteht aus einem speziellen Elektrodenarray mit zusätzlich integrierten Temperatursensoren (vgl. Abb. 5.11). Die technische Zeichnung des Elektrodenträgers ist der Anlage B zu entnehmen. Die Elektroden sind am zylindrischen Sensormodul in 8 Ebenen mit je 8 Stück radial gleichmäßig am Umfang angeordnet. In der Mess- und Sondenbezugsebene befinden sich die 8 radial angeordnete Temperatursensoren. Der radiale Abstand der einzelnen Sensoren zueinander beträgt 45°. Die Messdaten werden mit einem Zeitintervall von min. 1 s an die Übertagesteuereinheit übertragen. Diese Messfrequenz ermöglicht die Verfolgung innerhalb von Sekunden und Minuten sehr schnell ablaufender Veränderungen der Messgrößen.

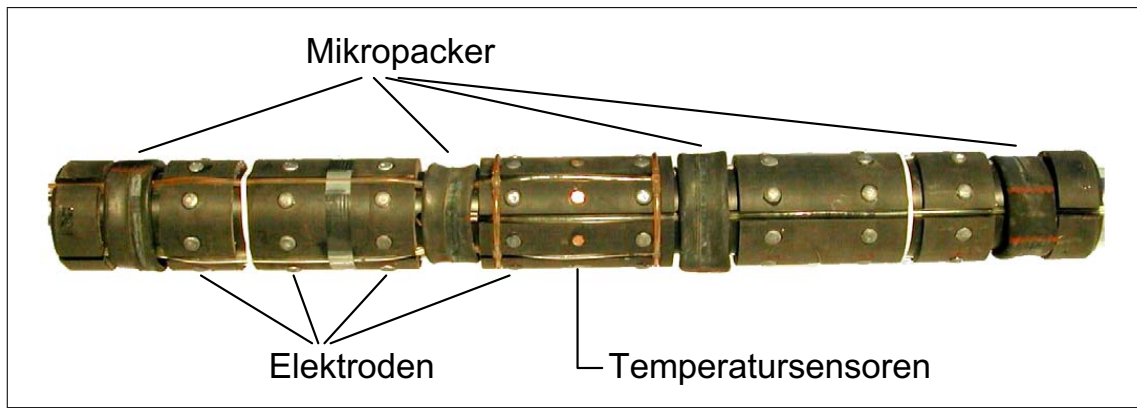


Abb. 5.11: Sensormodul mit Elektrodenarray und Temperatursensoren in der Messebene, sowie den Mikropackern

Geoelektrische Widerstandsmessung

Für die Anwendung an einer Sonde kamen die Anordnung nach Schlumberger und die Dipol-Dipol-Anordnung in Betracht. Neben verschiedenen praktischen Untersuchungen wurde ein Vergleich bezüglich der Sensitivität und des Auflösungsvermögens an Hand der von (DIETRICH 1999), (GRUHNE 1999) und (DAHLIN 2004) veröffentlichten Informationen vorgenommen. Die Abb. 5.12 zeigt die Sensitivitätsverteilungen für beide Anordnungen in einem vertikal ungeschichteten Untersuchungsgebiet.

Die Anordnung nach Schlumberger weist keine spezielle Sensitivität in nur einem kleinen Bereich auf, während die Dipol-Dipol-Anordnung hier den eindeutigen Vorteil offenbart. Die Strukturierung der Sensitivitätsverteilung ist bis in eine Tiefe, die größer als der Elektrodenabstand ist, erheblich stärker, als bei der Schlumberger-Anordnung. Die experimentellen Untersuchungen ergaben ebenfalls ein höheres Auflösungsvermögen und damit eine genauere Wiedergabe von Widerstandsveränderungen bei Anwendung der Dipol-Dipol-Anordnung im Vergleich zum Schlumberger-Prinzip. Damit wurden die Angaben aus der Literatur bestätigt werden. Die Abb. 5.12 zeigt weiterhin, dass es sowohl Gebiete mit positiver (dunkle Bereiche) als auch negativer Sensitivität (helle Bereiche) gibt. Positive Bereiche führen zu einer Erhöhung der gemessenen Potenzialdifferenz, negative Bereiche zu einer Messwertverringerung. Daraus können unterschiedliche Messeffekte resultieren, auf die im Abschnitt 7.1.3 eingegangen wird. Untersuchungen zur Sensitivität lateral unterschiedlicher Widerstandsverhältnisse wurden von (FURCHE 2002) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen ebenfalls, dass Bereiche negativer Sensitivität zwischen den Strom- und Potenzialelektroden auftreten können.

Da zur Lösung der vorliegenden Aufgabe kleinräumige Volumina untersucht werden und deshalb eine Differenzierung bezüglich der Eindringtiefe von hoher Bedeutung ist, trotz geringer Elektrodenabstände eine maximale Eindringtiefe erzielt werden soll und eine hohe Sensitivität der Messanordnung erforderlich ist, wurde die Dipol-Dipol-Anordnung als geeignetes Verfahren

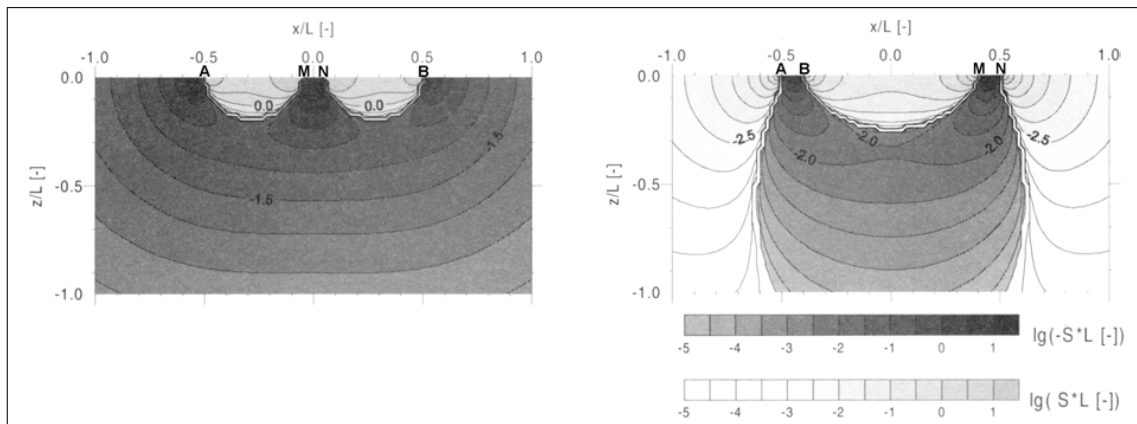


Abb. 5.12: Vergleich der Sensitivitäten der Anordnung nach Schlumberger (links) und der Dipol-Dipol-Anordnung (rechts) nach (DIETRICH 1999)

ausgewählt. Zur speziellen Anpassung an die bestehende Messaufgabe und die vorherrschenden Randbedingungen wurde eine Variation der „normalen“ Dipol-Dipol-Anordnung vorgenommen. Hierbei wird die innere (im Tracerringraum befindliche) Strom- und Potenzialelektrode konstant gehalten und der Abstand der äußeren Elektroden zur Erhöhung der Eindringtiefe vergrößert (Abb. 5.13). Im Vergleich zu den Angaben in der Literatur ist der Abstand zwischen den beiden Dipolen an der entwickelten Bohrlochsonde, in Abhängigkeit der verschiedenen Elektrodenkonfigurationen, gleich und kleiner als der Elektrodenabstand innerhalb der Dipole. Das Ziel dieser Anordnung besteht darin, die Ausbreitung des elektrischen Feldes in die das Filterrohr umgebende Ringraumschüttung und den angrenzenden Aquifer gezielt zu erzwingen. Durch die Anordnung der mittleren Packer bezüglich der Elektrodenebenen wird damit die Ausbreitung des elektrischen Feldes in die Ringraumschüttung und den angrenzenden Aquifer gewährleistet und ein „elektrischer Kurzschluss“ innerhalb des Ringraumes zwischen Sonde und Filterrohr vermieden. Dies bewirkt, dass die Messwerte nicht aus dem elektrisch und hydraulisch gut leitfähigen Bereich des Ringraumes stammen, sondern wesentlich von den Verhältnissen in der Ringraumschüttung und der Übergangszone zum ungestörten Aquifer beeinflusst werden. Die axialsymmetrisch zur Bezugs- und Messebene geschalteten Elektrodenkonfigurationen ermöglichen die Projektion der Messwerte in eine Bezugsebene.

Bei den Sensoren für die geoelektrischen Messungen handelt es sich um 64 Bleielektroden mit einer Fläche von jeweils etwa $0,78 \text{ cm}^2$. Die Vorgaben für deren Anordnung auf dem zylindrischen Sondenkörper wurden von den angestrebten Parametern Eindringtiefe, axialer und radialer Auflösung sowie einer handhabbaren Sondenlänge bestimmt. Die Eindringtiefe einer Elektrodenkonfiguration wird durch den maximalen Abstand der Elektroden bestimmt, die axiale Auflösung ist hingegen vom Abstand der Elektrodenebenen untereinander abhängig. Die radiale Auflösung wird durch die Anordnung der Elektroden einer Ebene am Umfang erreicht. Die gewählte Elektrodengröße, welche die Stromdichte beeinflusst und die Anzahl sowie der Abstand der Elektroden

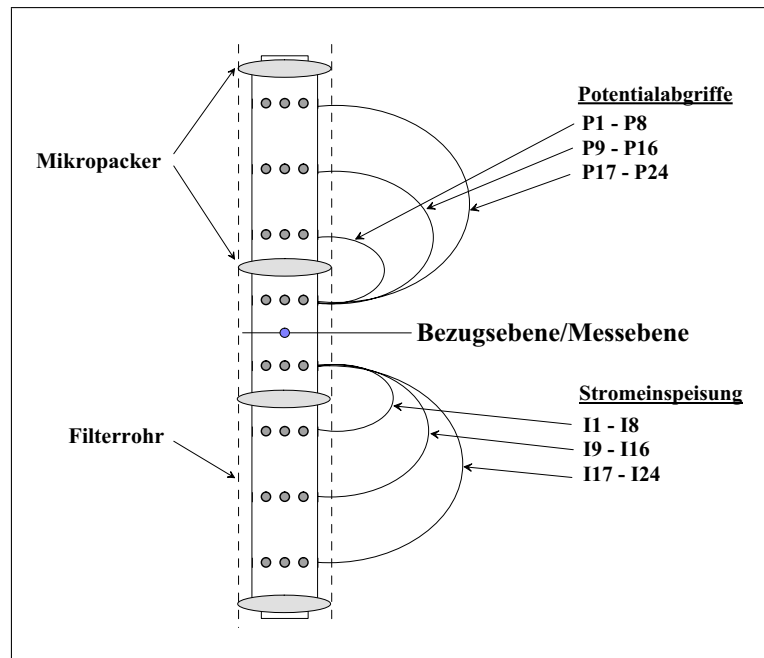


Abb. 5.13: Schaltung der Elektrodenkonfigurationen bezüglich der Mikropacker

bilden hierbei ein sinnvolles Verhältnis.

Zur Abschätzung der sog. Eindringtiefe einer Elektrodenkonfiguration, d. h. zur Bestimmung des Bereiches, aus dem die Messinformation stammt, werden spezielle Berechnungsverfahren genutzt. Im vorliegenden Fall muss beachtet werden, dass es sich um einen mehrfach geschichteten Untersuchungsbereich handelt, dessen Teilwiderstände von den elektrischen und geometrischen Parametern der Messstelle, des Aquifers und der Leitfähigkeit des Tracers beeinflusst werden. Dies hat zur Folge, dass eine exakte Bestimmung der Eindringtiefe nur bei sehr genauen Informationen der o. g. Parameter erfolgen kann und damit in den meisten Fällen nicht möglich ist. Abschätzungen zeigen jedoch, dass mit den maximalen Elektrodenabständen der äußeren Konfigurationen der Übergangsbereich zwischen Ringraumschüttung und Aquifer erfasst werden kann. In diesem Bereich liegt eine erheblich geringere hydraulische Störung als im Inneren der Messstelle vor, so dass die Ergebnisse als repräsentativ betrachtet werden.

Temperaturmessung

Für die Temperaturmessung werden Platintemperatursensoren des Typs PT1000 eingesetzt, die in der Messebene radial gleichmäßig am Umfang der Sonde angeordnet sind. Mit diesen ist eine richtungsspezifische Messwertermittlung im Tracerringraum möglich. Auf Grund der hohen messtechnischen Auflösung der Sensoren und der bautechnisch realisierten geringen Trägheit im Ansprechverhalten sind sehr geringe Temperaturdifferenzen ($\geq 0,01 \text{ K}$) messbar. Dies gestattet die Nutzung eines temperaturbeeinflussten Tracers, dessen konvektiver Einfluss auf den Grundwasserströmungsvorgang vernachlässigbar ist.

Die verwendeten Platinsensoren haben bei der Bezugstemperatur von 0°C einen Innenwiderstand von 1000 Ohm. Über den gesamten Messbereich besitzen sie einen konstanten Temperaturkoeffizienten von 3850 ppm/K, womit sich eine lineare Kennlinie ergibt. Das bietet die Voraussetzung für zuverlässig reproduzierbare Messergebnisse und ermöglicht den problemlosen Austausch eines Sensors im Reparaturfall.

5.2.5 Mikropackermodul

Die Sonde verfügt über vier Mikropacker, die verschiedene Teilfunktionen erfüllen. Die Anordnung der Packer am Sensormodul ist der Abb. 5.11 zu entnehmen. Der obere und der untere Mikropacker dienen hauptsächlich zur Stabilisierung und Zentrierung der Sonde im Filterrohr. Eine Bewegung des Sondenkörpers während einer Messung wird dadurch vermieden und die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse erhöht. Zusätzlich mögliche Vertikalströmungen innerhalb des Filterrohrs werden unterbunden. Die beiden mittleren Packer bilden die horizontalen Grenzen des Tracerringraumes und verhindern so die Ausbreitung des Tracers in vertikaler Richtung innerhalb des Filterrohres (vgl. Abb. 5.7). Zusätzlich zu dieser hydraulischen Funktion erfüllen sie die im vorletzten Absatz beschriebene elektrische Aufgabe (vg. Abb. 5.13).

Die Mikropacker bestehen aus Gummischläuchen und werden über eine dünne Schlauchleitung von der Erdoberfläche aus mit Luft aufgepumpt. Die Luftleitung wird, wie in der Abb. 5.14 zu erkennen, an der Sonde befestigt und parallel am Bohrlochmesskabel mit abwärts geführt. Die Packer sind für den Einsatz in 3"/4" bzw. 4"/5" -Messstellen ausgelegt. Im Bedarfsfall kann eine entsprechende Größenanpassung durch den Wechsel der Packer vorgenommen werden. Die Überwachung des Luftdrucks wird über Tage mit einem Manometer vorgenommen und gewährleistet diesbezüglich konstante Randbedingungen.

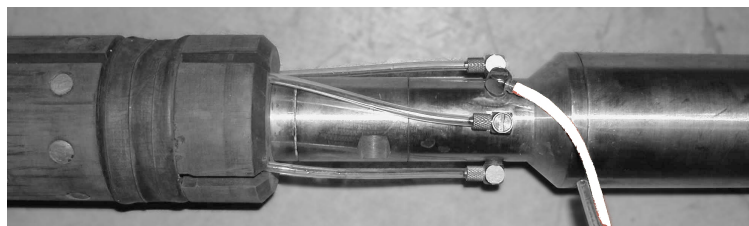


Abb. 5.14: Anschluss der Packerluftleitung (weiß) an der Sonde

5.3 Datenerfassung und -auswertung

Die Steuerung des Messsystems erfolgt am Steuercomputer über das UNIMESS-Programm UNI-2000, das für den Betrieb der von der LogIn Bohrlochmessgeräte GmbH hergestellten Bohrlochmessapparatur genutzt wird. Die Sonde wird vor Beginn der Messung im Menü durch den Benutzer

ausgewählt. Während des Messvorganges können alle Messkanäle (Potenzialdifferenzen, Temperaturen und Kompasswert) als Grafik angezeigt werden. Die Abb. 5.15 zeigt die auf dem Bildschirm des Steuercomputers dargestellten online-Messkurven für den Zeitbereich der Nullmessungen und den Beginn des Tracervorganges. In der am Ende einer Messung erzeugten Datendatei vom Typ *.las oder *.xls sind für den gewählten Zeitschritt (meist 2 s) jeweils die Messergebnisse der 24 Elektrodenkonfigurationen in Form von Potenzialdifferenzen, daran anschließend die 8 Temperaturwerte sowie der Richtungswert des Sondenkompasses enthalten.

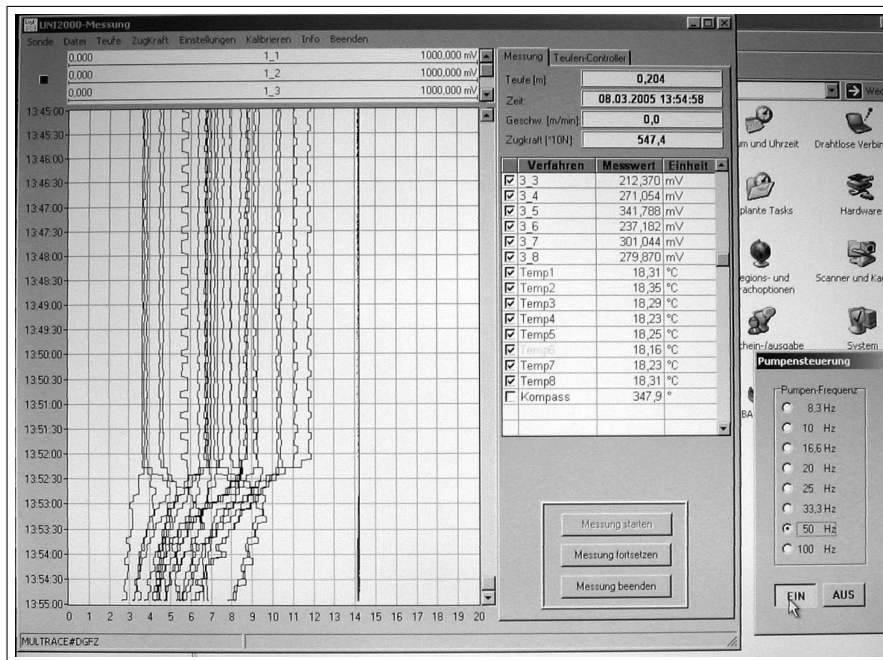


Abb. 5.15: Bildschirmanzeige des Messprogrammes UNI-2000 mit Messkurven

Durch verschiedene Störeinflüsse während des Messvorganges kommt es insbesondere bei den geoelektrischen Messdaten zu Messwertschwankungen, die in ihrer Größenordnung teilweise dem eigentlichen Messeffekt nahe kommen können. Eine Auswertung bezüglich ausgewählter Zeitpunkte kann damit teilweise erheblich beeinträchtigt werden. Aus diesem Grund wird vor der Datenauswertung eine Glättung durch Mittelwertbildung über 25 Werte (entspricht einem Zeitraum von 50 s) vorgenommen.

Die Bestimmung der Zielgrößen Filtergeschwindigkeit und Grundwasserströmungsrichtung aus den geoelektrischen Messdaten und Temperaturmessdaten läuft nach dem in der Abb. 5.16 dargestellten Schema ab. Hierbei wird eine Einordnung der einzelnen Prozessschritte in die globale Struktur von Datenvorbereitung, Datenbearbeitung und Ergebnis vorgenommen. Prinzipiell wird mit den beiden, aus unterschiedlicher Quelle stammenden Daten (geoelekt., therm.), der nahezu gleiche Auswertalgorithmus angewendet. Zunächst wird eine zeitabhängige grafische Darstellung der Messwerte vorgenommen (Abb. 5.17). Aus dem zeitlichen Verlauf der Kurven (während des

Tracervorganges und des Abklingverhaltens) lassen sich erste Aussagen zur Qualität der Messung und damit die Entscheidung über die Auswertbarkeit der Daten treffen. Die zeitlich konstanten Werte der Nullmessungen spiegeln den unbeeinflussten Zustand des „Hintergrundes“ wieder, enthalten aber auch den Einfluss des Filterrohres. Im nächsten Schritt wird der Zeitpunkt des am Ende des Tracervorganges erreichten Messwertmaximums bzw. -minimums bestimmt und daraus folgend die Wahl bestimmter Auswertezeitpunkte analog der Abb. 5.17 vorgenommen. Bei der Bearbeitung der geoelektrischen Messdaten erfolgt hier anschließend die „Berechnung normierter Richtungsmittelwerte“. Dafür werden die Messdaten jeder Elektrodenkonfiguration auf den Mittelwert der Nullmessungen der jeweiligen Anordnung bezogen, woraus sich der Tracerfaktor ergibt. Dieser ist ein Maß für die Änderung des Messwerte durch den Einfluss des Tracers bezüglich der Nullmessungen des Hintergrundzustandes. Der Schritt der Normierung ist notwendig, um den o. g. Einfluss der Filterschlitz auf die Messergebnisse zu eliminieren. (Falls notwendig, kann aber auch aus den Nullmessungen die Ausrichtung der Filterschlitz im Rohr bestimmt werden. (vgl. Kap. 7.1.2)) Da pro Zeitschritt jeweils für eine Messrichtung die Messwerte der drei verschiedenen Konfigurationen vorliegen, werden die normierten Daten anschließend richtungsspezifisch gemittelt. Damit liegt nun pro Zeitschritt nur noch ein Wert pro Richtung vor. Mit den Temperaturdaten ist diese Vorgehensweise nicht notwendig, da jeweils nur ein Messwert pro Richtung vorliegt. Mit den nun vorliegenden Daten wird unter Verwendung der Gl. (4.49) (Abschnitt 4.7.1) die Filtergeschwindigkeit berechnet und anschließend die richtungsspezifische Lage des Geschwindigkeitsmaximums bestimmt. Nach dem Vergleich der Ergebnisse aus den geoelektrischen Messungen mit den Ergebnissen aus den Temperaturdaten werden die endgültigen Aussagen zu Strömungsrichtung und Filtergeschwindigkeit getroffen.

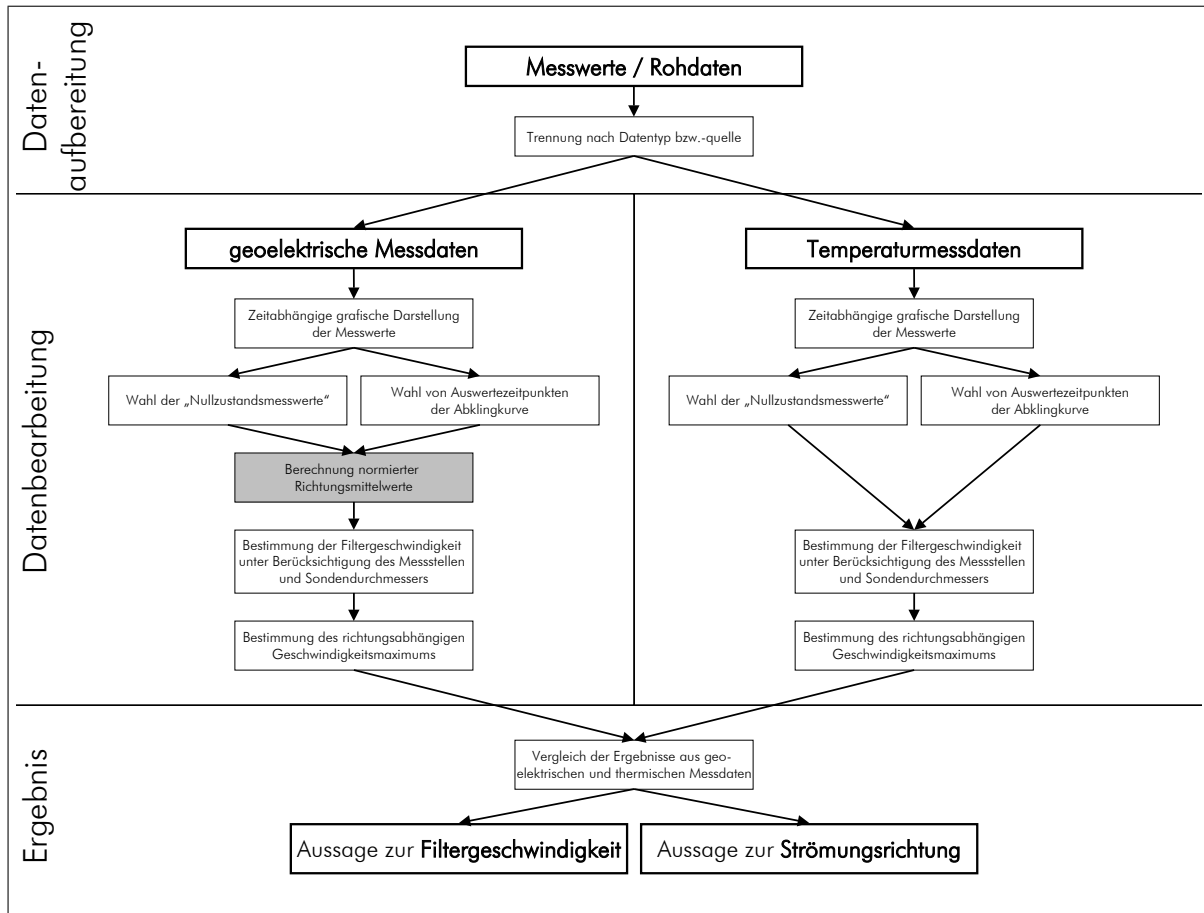


Abb. 5.16: Flussbild der Messdatenauswertung

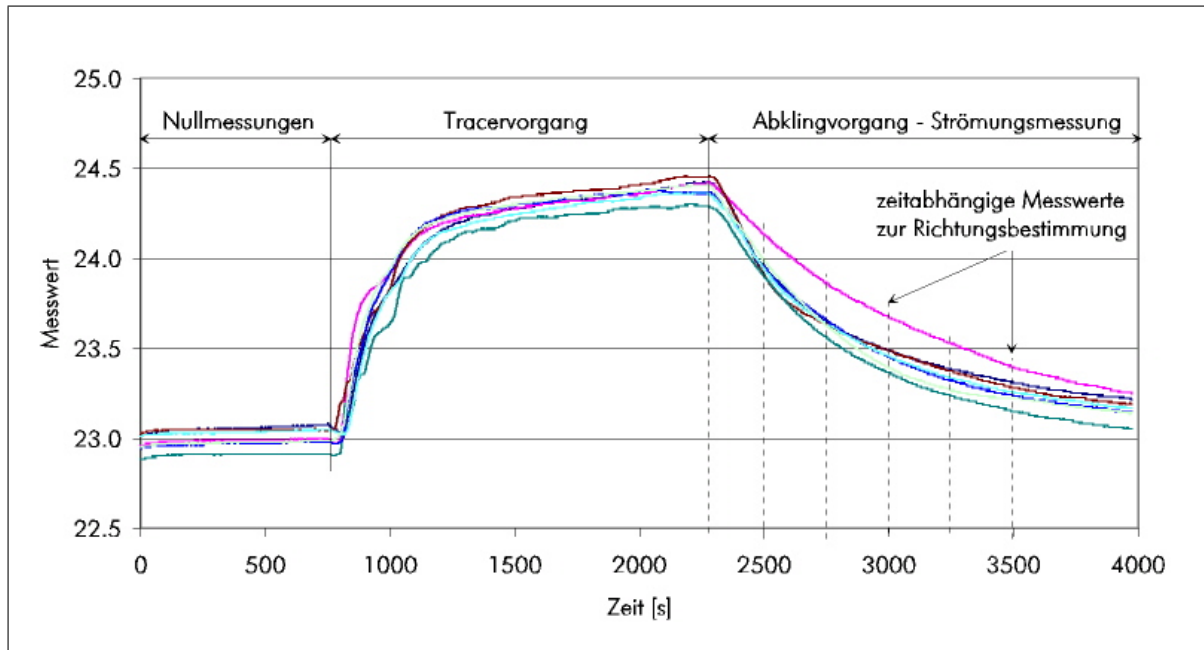


Abb. 5.17: Prinzipieller Verlauf der Messwerte vor, während und nach dem Ringraumtausch und Auswahl einzelner Messwertpaare

6 Simulationsrechnungen

6.1 Konzept

Die Nachbildung eines realen Systems in Form eines geeigneten Modells wird in vielen Fällen zur Abschätzung der Realisierbarkeit eines geplanten Vorhabens erstellt. Damit ist es möglich, die innerhalb der festgelegten Modellgrenzen ablaufenden Vorgänge weitgehend nachzubilden. Die vorliegende Aufgabenstellung bestand in der Betrachtung hydraulischer und elektrischer Prozesse in einem begrenzten Untersuchungsgebiet. Die Systemgrenzen beinhalten einen Ausschnitt eines Grundwasserleiters um den Filterbereich einer Grundwassermessstelle. Zur Bearbeitung der vorliegenden Fragestellungen wurden zwei verschiedene Modellierungsprogramme genutzt.

Grundsätzlich werden bei der Modellbildung Vereinfachungen getroffen, da eine identische Abbildung der Realbedingungen nicht möglich ist. Andererseits hätte dies zur Folge, dass bei der numerischen Modellierung die Anzahl der Gitterknoten erheblich ansteigen und damit immense Rechenzeiten erfordern würde. Zur Vereinfachung wurden deshalb z. B. folgende Möglichkeiten genutzt: Beschränkung der automatischen Gitterverfeinerung (in RockFlow) und die Vernachlässigung von natürlichen Inhomogenitäten im Untersuchungsgebiet durch Annahme von Mittelwerten der Materialparameter.

Das Ziel der hydraulischen Modellierungen bestand im Nachweis der Strömungsvorgänge um die Sonde in Abhängigkeit unterschiedlicher Filterrohrdimensionen bei entsprechendem Messstellenausbau sowie in der Untersuchung des Tracertransportes. Hierbei wurden der Einfluss der veränderlichen (beeinflussbaren) Parameter Temperatur und Konzentration auf das Verhalten des Tracers und daraus die Ableitung der Grenzen angepasster Tracer untersucht. Dies ermöglichte die Definition des Adaptiven Tracers. Aus den Ergebnissen der einzelnen Modellrechnungen sollten außerdem die Korrekturfaktoren zur Bestimmung der wahren Filtergeschwindigkeit in Abhängigkeit des Filterrohrdurchmessers bestimmt werden.

Das Ziel der elektrischen Modellierungen bestand in der Visualisierung der Ausbreitung eines elektrischen Feldes zwischen zwei vertikal angeordneten Elektroden am Außenmantel der Sonde. Mit der Berücksichtigung eines Packers zwischen den Elektroden sollte dessen Einfluss auf die räumliche Ausdehnung des Feldes abgeschätzt werden.

Zur Erweiterung des potentiellen Einsatzgebietes des entwickelten Messsystems bestand das Ziel in der Charakterisierung von aquiferbestimmenden Parametern aus den messtechnisch ermittelten Daten. Dazu erfolgte die Modellierung der Gesteinsleitfähigkeit in Abhängigkeit der Porenleitfähigkeit.

6.2 Hydraulische Modellierung

6.2.1 Hydraulisches Simulationstool

Für die hydraulische Modellierung wurde das FE-Programm RockFlow genutzt. Das Programm wurde am Institut für Strömungsmechanik der Universität Hannover entwickelt und dem DGFZ e.V. für die Nutzung im Rahmen von Forschungsprojekten zur Verfügung gestellt. RockFlow ermöglicht die Berechnung und Simulation des gekoppelten Stoff-, Dichte- und Wärmetransportes in porösen und geklüftet-porösen Medien im Grundwasserbereich. Hierfür werden u. a. folgende Berechnungsmodelle bereitgestellt:

- gesättigte Grundwasserströmung (inkompressibles Fluid)(SM)
- Tracertransport (TM)
- Wärmetransport infolge Grundwasserströmung (SMHTM)
- Massentransport infolge Grundwasserströmung (SMRTM)
- Dichteabhängige Grundwasserströmung (DMTM)
- Thermohaline Konvektion (SMHTMRTM)

Für die Modellierung von Gasströmungen (kompressible Fluide) sowie von Mehrphasenströmungen (inkompressible und kompressible Fluide) stehen ebenfalls Rechenkerne zur Verfügung. Weiterhin besteht die Möglichkeit der Modellkopplung zur Berechnung gekoppelter Strömungs-, Transport- und Mehrphasenprozesse. Neben der Berechnung der Modelle auf der Grundlage einer vorgegebenen Gitterstruktur bietet RockFlow die Möglichkeit, eine adaptive Netzverfeinerung zu nutzen. Dies führt zur Genauigkeitserhöhung im verfeinerten Bereich.

Zur Berechnung der Strömungsvorgänge wird vom Programm die geohydraulische Strömungsgleichung für poröse Medien (Kap. 4.3, Gl. (4.12)) genutzt.

Bei der Berücksichtigung der Dichteproblematik findet die BOUSSINESQ-Approximation Anwendung. Dies bedeutet, dass die Dichte im allgemeinen als konstant angenommen wird und nur der Auftriebsterm Berücksichtigung findet. Zur Berechnung der Fluidichte wird in RockFlow die im Abschnitt 4.3 aufgestellte Gleichung (Gl. (4.24)) genutzt.

Für die grafische Darstellung und Auswertung der Simulationsergebnisse wurden zwei verschiedene Möglichkeiten genutzt. RockFlow unterstützt sowohl die Ausgabe sämtlicher zeitbezogener Ergebnisse im 3D-Modellgebiet als auch die gezielte Ausgabe ebenfalls zeitabhängiger Parameter, wie Darcy-Geschwindigkeit und Konzentration, für ausgewählte Elemente und Knoten des Modellgitters (sog. OUTPUT ELEMENTS und OBSERVATION POINTS). Für die Auswertung der 3D-Daten wurde Tecplot (Amtec Engineering, Inc.) genutzt, ein speziell für die Arbeit mit technischen Daten entwickeltes Programm.

6.2.2 Beschreibung des Modells

Die Modellbildung erfolgte mit dem Ziel, die im Messbereich der Sonde ablaufenden hydraulischen Strömungsvorgänge sowie den Stofftransport (Tracer) nachzubilden. Für die Berechnung wurde das RockFlow-Modul 10097 (SMRTM-Massentransport infolge Grundwasserströmung) genutzt. Zur Vereinfachung und Beschränkung des Modellgebietes wurden dessen Grenzen auf einen Würfel mit einem Volumen von 1 m^3 festgelegt. Das Volumen entspricht auch der Größe des für die Entwicklung und den Test der Sonde errichteten Prüfstandes (vgl. Kap. 7.1.2). In dessen Zentrum befindet sich eine Grundwassermessstelle mit der darin angeordneten Messsonde. Da sich die Sonde hydraulisch inaktiv verhält, bildet deren Mantelstruktur eine innere Modellgrenzfläche. Im Modell resultiert daraus das vertikale zylindrische Loch im Zentrum. Die Dimensionierung des Modellgebietes erlaubte ein verhältnismäßig hoch aufgelöstes Grundgitter und die ausreichend genaue Wiedergabe der Materialgrenzen. Die Abb. 6.1 zeigt das gesamte 3-dimensionale Grundgitter. Ein Vertikal- und ein Horizontalschnitt, welcher jeweils den Mittelpunkt des Modellgebietes schneidet, sind der Abb. 6.2(a) und Abb. 6.3 zu entnehmen.

RockFlow ermöglicht sowohl eine generelle Vorverfeinerung des Ausgangsgitters als auch eine adaptive Gitterverfeinerung während des Berechnungsprozesses. Während die erste Möglichkeit direkt zu einer Vervierfachung der Elementanzahl führt, werden auf adaptivem Wege nur die Bereiche verfeinert, in welchen die berechneten Gradienten bestimmte Grenzen übersteigen. Daraus resultiert nur eine partielle (regional begrenzte) Zunahme der Gitterelemente, womit deren Gesamtanzahl im Vergleich zu einer generellen Verfeinerung erheblich geringer ausfallen kann. Die Abb. 6.2(b) zeigt beispielhaft am Vertikalschnitt die Verfeinerung des Modellgitter für den Zeitschritt 600 s im Vergleich zum Ausgangsgitter.

Die Zuordnung der unterschiedlichen Materialparameter zu den entsprechenden Bereichen im Modell soll die Abb. 6.4 an Hand eines Viertelausschnittes aus Abb. 6.3 verdeutlichen. Im Vergleich mit dem in Abb. 6.3 dargestellten vollständigen Horizontalschnitt wird die strukturelle Aufteilung deutlich.

Zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften wird in RockFlow die Permeabilität (K)

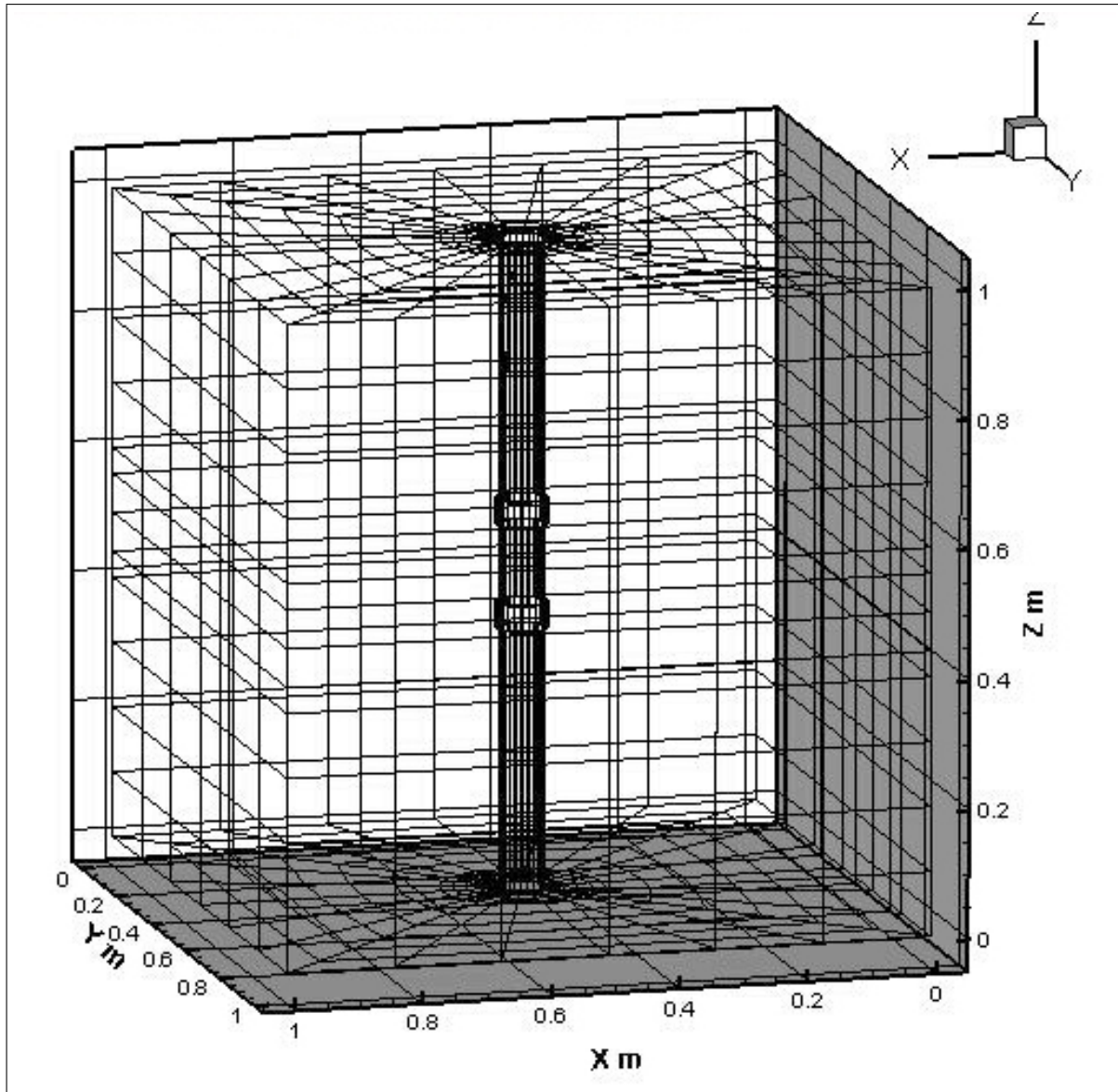


Abb. 6.1: 3-D Gitter des Modells mit der Sonde in einer 3-Zoll-Messstelle

verwendet. Den physikalischen Zusammenhang zwischen der hydraulischen Durchlässigkeit und der Permeabilität beschreibt die Gl. (4.13) in Kap. 4.1.

Die Geometrie des Prüfstandes (Tab. 6.1) und die darin eingebauten Materialien dienen als Vorgaben der Modellparameter und Randbedingungen. Weitere, für die Charakterisierung des Modells eingesetzte Parameter sind den Tabellen Tab. 6.2 - 6.4 zu entnehmen.

Als Randbedingung für die Grundwasserströmung wurde eine Druckdifferenz zwischen Zulauf- und Ablaufseite von 1470 Pa gesetzt. Damit ergab sich eine hydraulische Potenzialdifferenz von 15%, welche eine Filtergeschwindigkeit von etwa 1,4 m/d im Aquiferbereich hervorruft. Die Abb. 6.5 zeigt die Druckverteilung im Vertikalschnitt durch die Mitte des Modells mit einer 3"-Messstelle. Aus der Darstellung ist die aus der hohen Durchlässigkeit im Bereich der Ringraum-schüttung resultierende geringe Druckdifferenz im Vergleich zu den Aquiferbereichen erkennbar.

Tab. 6.1: Abmessungen des Untersuchungsgebietes

Länge:	1,0 m
Breite:	1,0 m
Höhe:	1,0 m
Durchmesser des Filterrohres:	0,08 m für (3")
	0,1 m für (4")
	0,125 m für (5")
Stärke der Ringraumschüttung:	0,08 m

Tab. 6.2: Modellparameter des Fluids (Grundwasser)

Hintergrundtemperatur	10°C	
Hintergrundkonzentration	$0,48931 \text{ kg/m}^3$	(entspricht $700 \mu\text{S/cm LF}$)
Dichte	$1,0 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$	
Viskosität	$1,3 \cdot 10^{-3} \text{ Pa} \cdot \text{s}$	
Wärmekapazität	$4,2 \cdot 10^3 \text{ J/(kg} \cdot \text{K)}$	
Wärmeleitfähigkeit	$0,582 \text{ W/(m}^2 \cdot \text{K)}$	
molekularer Diffusionskoeffizient	$1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$	

Tab. 6.3: Modellparameter des Tracers

Normalwerte		
Temperatur	$\pm 2 \text{ K}$ Abweichung vom Hintergrund	
Konzentration	$0,05 \text{ kg/m}^3$ für deion. Wasser	(entspricht $70 \mu\text{S/cm LF}$)
	1 kg/m^3 für Salzwasser	(entspricht $2000 \mu\text{S/cm LF}$)
Extremwerte		
Temperatur	$+10 \text{ K}$ Abweichung vom Hintergrund	
Konzentration	5 kg/m^3	(entspricht $10000 \mu\text{S/cm LF}$)

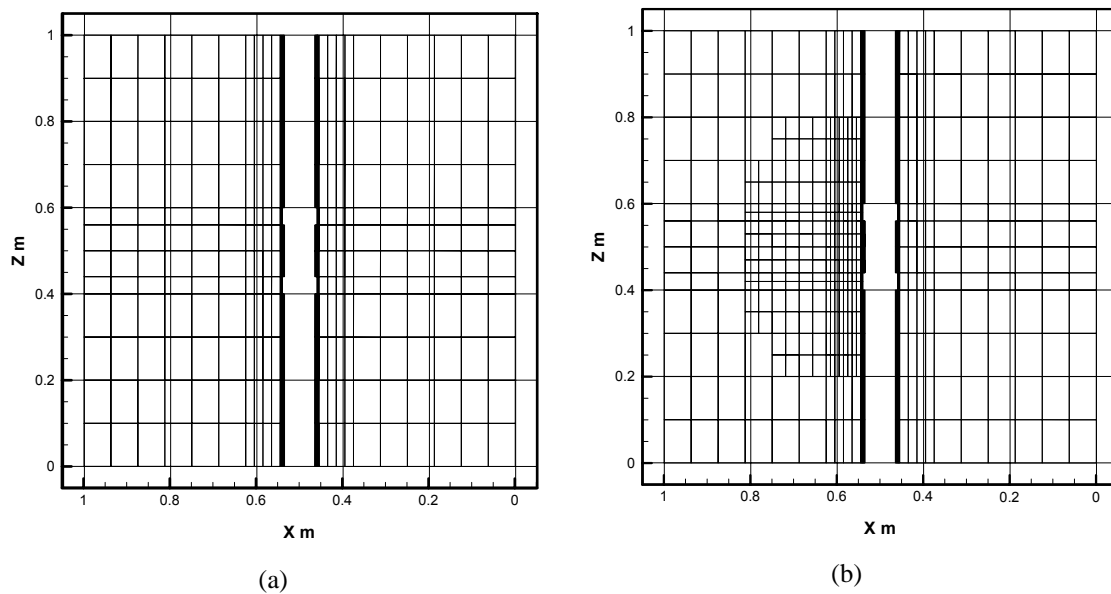


Abb. 6.2: Ausgangsgitter im Vertikalschnitt (links) und Beispiel der adaptiven Verfeinerung des Modellgitters im Vertikalschnitt (rechts)

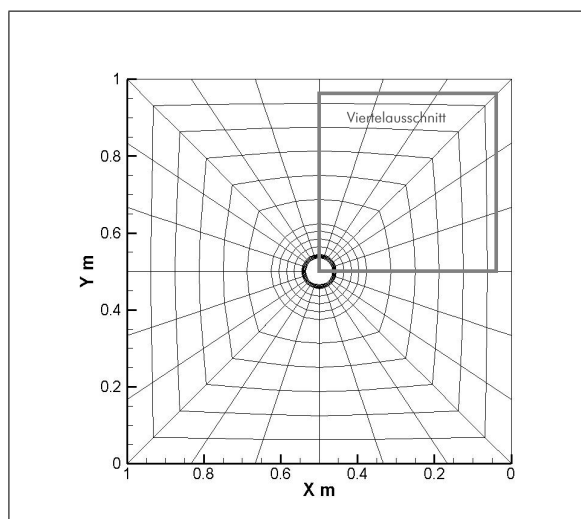


Abb. 6.3: Ausgangsgitter im Horizontalschnitt

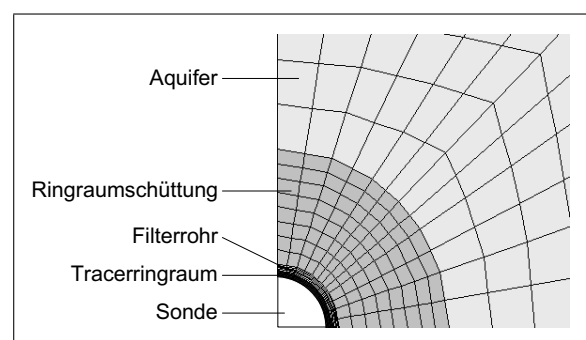


Abb. 6.4: Verteilung der Materialparameter im Modell (Horizontalschnitt)

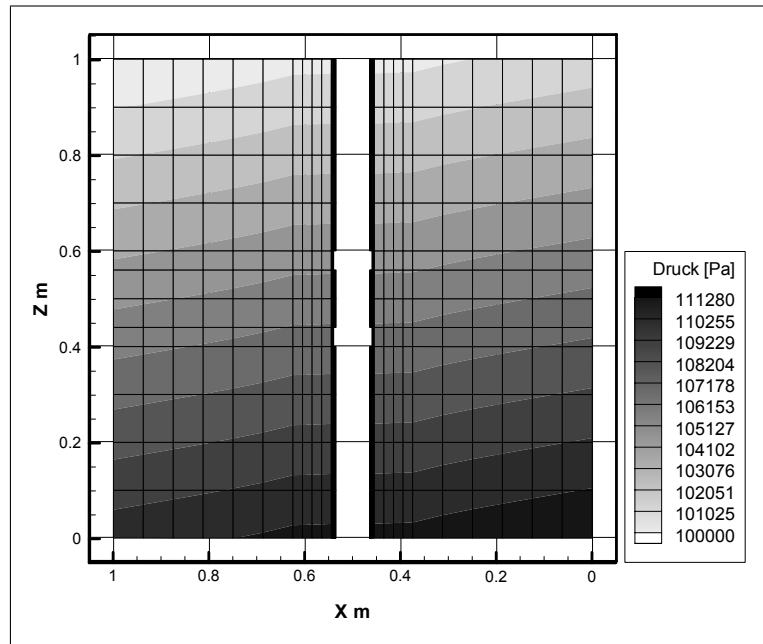


Abb. 6.5: Druckverteilung im Vertikalschnitt

Tab. 6.4: Modellparameter der Materialverteilung

Parameter	Symbol und Einheit	Tracer-ringraum	Filterrohr	Ringraum-schüttung	Aquifer
hydraulische Durchlässigkeit	k_f in $[m/s]$	1,0	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$
Permeabilität	K in $[m^2]$	$1,33 \cdot 10^{-7}$	$3,33 \cdot 10^{-10}$	$1,3 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-12}$
Porosität	n in $[m^3/m^3]$	1,0	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-1}$
Tortuosität	χ	1,0	1,0	1,0	1,0
Speicherkoeffizient (Storativity)	S_0 in $[Pa^{-1}]$	1,0	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$
longitudinale Dispersionslänge	α_l in $[m]$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$
transversale Dispersionslänge	α_{tr} in $[m]$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$
Feststoffdichte	ρ_s in $[kg/m^3]$	2,0	2,0	2,0	2,0

6.2.3 Szenarien und Ergebnisse der hydraulischen Modellierung

Die Abb. 6.6 verdeutlicht zunächst an Hand stark vereinfachter Modellgrafiken den Einfluss einer Sonde auf das Strömungsverhalten in bzw. im Nahbereich einer 3"-Grundwassermessstelle. Die Grafiken zeigen die Äquipotenziallinien (hellgrau), die Stromlinien (schwarz) sowie die Geschwindigkeitsvektoren (angedeutete Pfeile). Im linken Bild sind jeweils nur die Umrandungen des Filterrohres und der Ringraumschüttung dargestellt. Im rechten Bild befindet sich zusätzlich eine Sonde innerhalb des Filterrohres, was den hydraulisch nicht durchströmbaren Bereich in der Mitte darstellt.

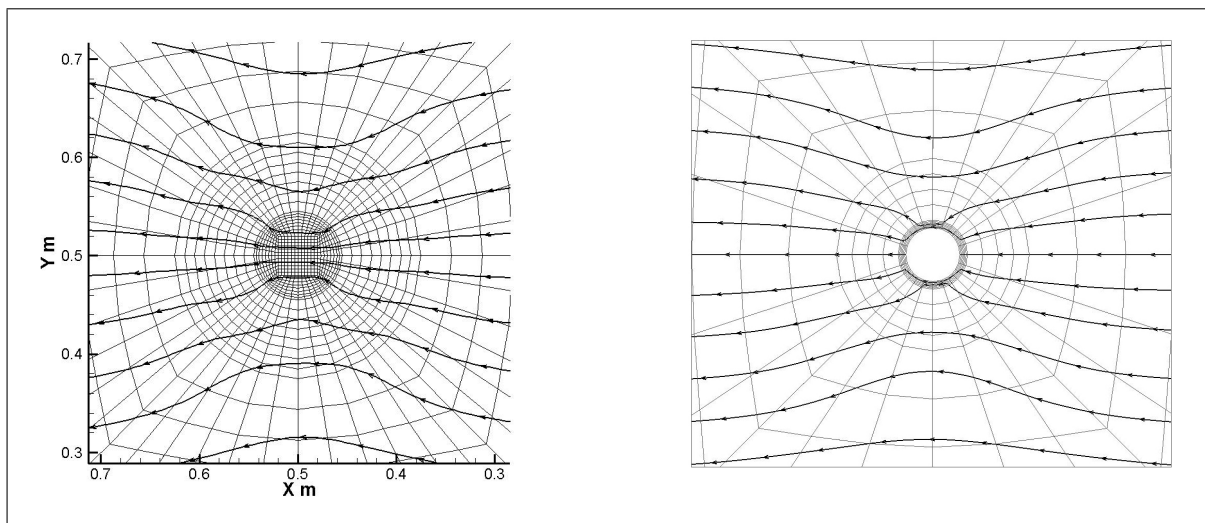


Abb. 6.6: Einfluss eines 3"-Filterrohres mit umgebender Ringraumschüttung auf die Grundwasserströmung in Abhängigkeit ohne (links) und mit (rechts) Anwesenheit einer Sonde im Filterrohr

Zur Untersuchung des Einflusses des Filterrohrdurchmessers auf die Geschwindigkeitsverteilung im Untersuchungsgebiet wurden Modellgeometrien erstellt, mit welchen die unterschiedlichen Durchmesser mit entsprechender Ringraumschüttung nachgebildet werden konnten.

Im Folgenden wird der Einfluss des Filterrohrdurchmessers auf das Strömungsverhalten im Nahbereich einer 3"- bzw. 5"-Messstelle betrachtet. Die Abb. 6.7 zeigt im Viertelausschnitt den Anstrombereich zwischen der Ringraumschüttung, dem Filterrohr und dem Tracerringraum für die beiden Fälle. Im Modellgitter bestehen sowohl der Tracerringraum als auch das Filterrohr aus jeweils 3 Elementen in radialer Richtung. Die Mitte der Messstelle befindet sich bei $x = y = 0,5$ m. Aus dem Durchmesserunterschied des Filters resultieren die unterschiedlichen radialen Dimensionen des Tracerringraums. Die Abbildungen zeigen die Verteilung der Filtergeschwindigkeit als Projektion der resultierenden Geschwindigkeitsvektoren in die Bildebene. Die Länge der Vektoren ist ein Maß für den Betrag der Geschwindigkeit. Aus dem Vergleich beider Darstellungen wird deutlich, welchen Einfluss das Verhältnis zwischen Sonden- und Filterrohrdurchmesser auf die Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb des Tracerringraumes hat. Weiterhin zeigen die beiden

Modellergebnisse eine Zunahme der Geschwindigkeiten bei der Umströmung der Sonde. Dies wird durch die zunehmende Verringerung des offenen Fließquerschnittes innerhalb des Tracerringraumes hervorgerufen. Das Geschwindigkeitsmaximum liegt bei $x = 0,5$ m. An dieser Stelle kommt es damit in einer 3"-Messstelle eine um den Faktor 8 höhere Fließgeschwindigkeit im Vergleich zum offenen Filterrohr. In einer 5"-Messstelle beträgt der Faktor nur 2,27.

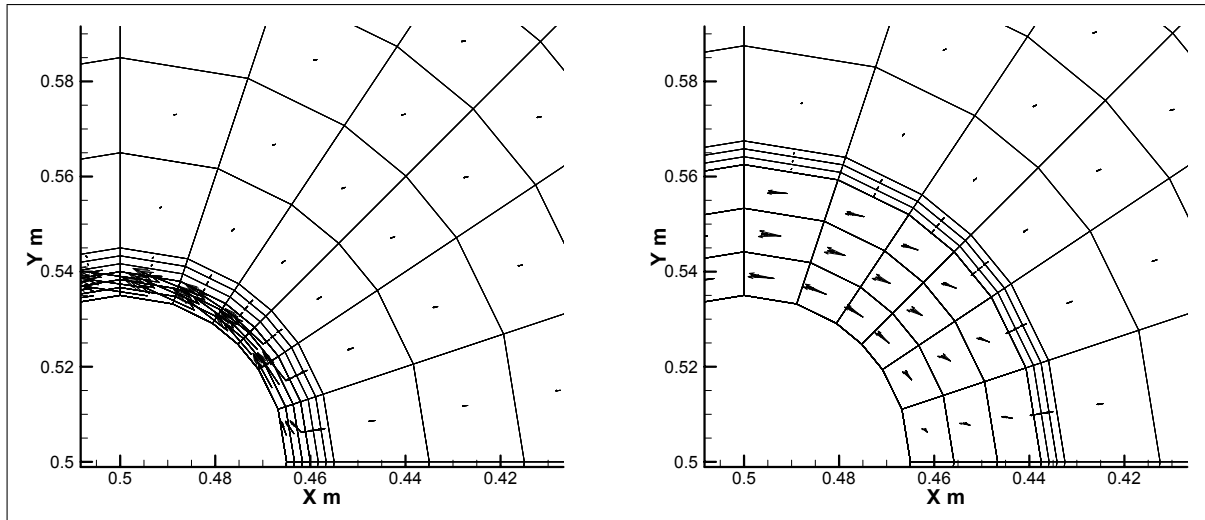


Abb. 6.7: Vektorielle Darstellung der Filtergeschwindigkeit im Bereich zwischen der Ringraumschüttung, dem Filterrohr und dem Tracerringraum in einer Messstelle (3"-Messstelle links und 5"-Messstelle (rechts)

Wie oben beschrieben wurde und aus den Abbildungen 6.6 und 6.7 ersichtlich ist, hat die Anwesenheit einer Messsonde in einer Grundwassermessstelle unterschiedliche Auswirkungen auf die Geschwindigkeitsverteilung. Der Einfluss der „Makropore“ eines offenen Filters wird durch eine Sonde erheblich vermindert. Die Ursache dafür liegt in der Verringerung der integralen Porosität für den Bereich innerhalb des Filterrohres. Daraus resultieren im Tracerringraum integral erhöhte Geschwindigkeitswerte für den Fall 80 mm/3 Zoll Filterrohr im Vergleich zu 125 mm/5 Zoll. Die der Abb. 6.7 zugrunde liegenden Berechnungen der Filtergeschwindigkeiten beruhen jedoch nicht auf integralen Durchlässigkeitswerten für den Bereich innerhalb des Filterrohres, sondern der Betrachtung des Sondenkörpers als undurchlässigen Körper. Dieser Weg wurde gewählt, um zunächst realitätsnahe Bedingungen abzubilden. Bei einer integralen flächenmäßigen Betrachtung ergibt sich die folgende Beziehung für die äquivalente Porosität bei Anwesenheit einer Sonde.

$$\phi = 1 - \frac{d_S^2}{d_F^2} \quad (6.1)$$

mit

d_S - SONDENDURCHMESSER

d_F - INNENDURCHMESSER DES FILTERROHRES

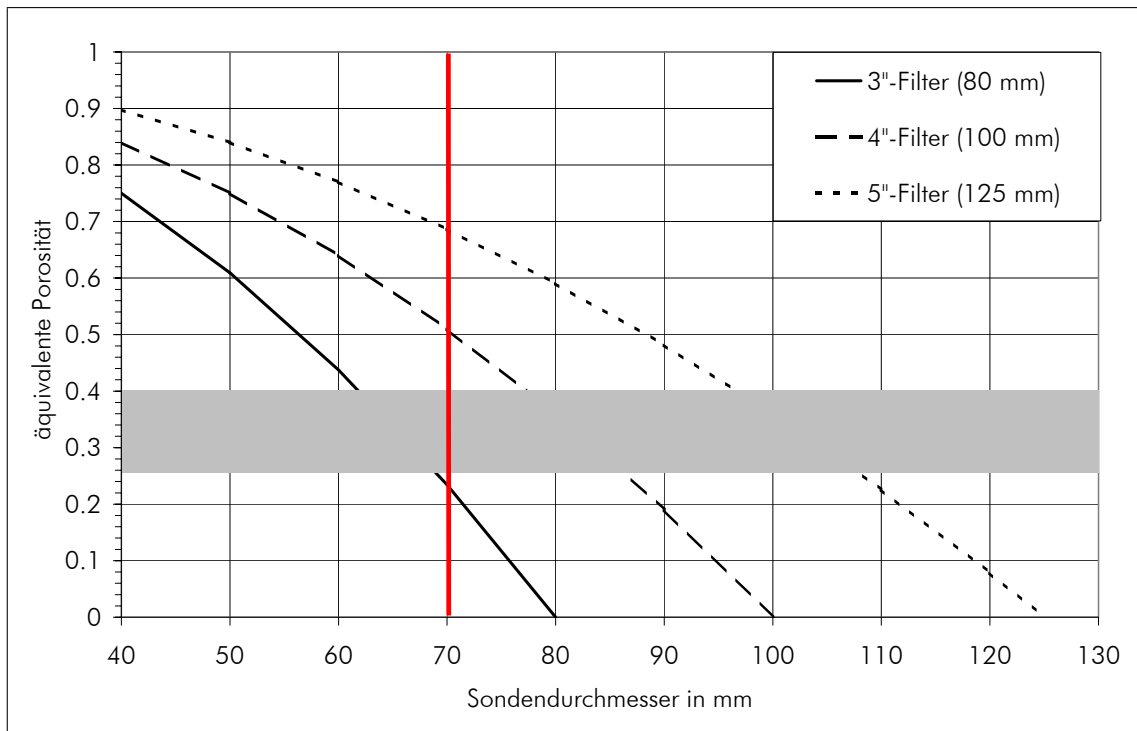


Abb. 6.8: Äquivalente Porosität in Abhängigkeit des Sonden- und Filterrohrdurchmessers

Für einen Sonden- und Filterrohrdurchmesser von 70 mm ergeben sich damit folgende ausgewählte Werte für die äquivalente Porosität:

3 Zoll-Filterrohr (80 mm) $\phi = 0,23$

4 Zoll-Filterrohr (100 mm) $\phi = 0,51$

5 Zoll-Filterrohr (125 mm) $\phi = 0,68$

Das Diagramm in Abb. 6.8 zeigt die Abhängigkeit der äquivalenten Porosität vom Sonden- und Filterrohrdurchmesser für unterschiedliche Filterrohrdurchmesser. Die Markierung bei 70 mm verdeutlicht den Durchmesser des entwickelten Messsystems. Der im Bereich von Lockergesteinsgrundwasserleitern im Allgemeinen anzutreffende Porositätsbereich ist grau hinterlegt. Die Kurven verdeutlichen, dass mit zunehmendem Filterrohrdurchmesser die äquivalente Porosität immer stärker von der Porosität des Aquifers abweicht. Folglich müsste idealerweise der Tracerringraum an die durchströmte Porosität des Grundwasserleiters angepasst werden. Dies ist natürlich praktisch nur sehr schwer realisierbar.

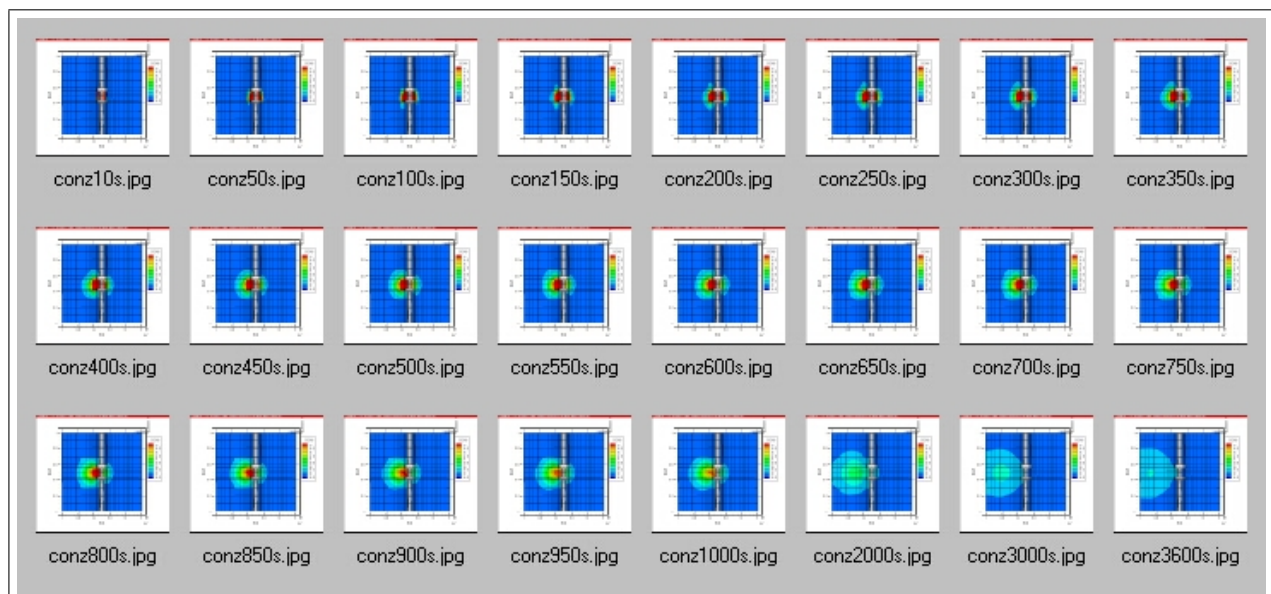
Aus der Verteilung der Filtergeschwindigkeit innerhalb des Modellgebietes ist die Bestimmung des Korrekturfaktors α möglich, welcher das Geschwindigkeitsverhältnis zwischen dem Messbereich (Tracerringraum) und dem unbeeinflussten Aquifer ausdrückt. Dazu wurden jeweils in einem Randelement und einem Element im Tracerringraum, die in Anströmrichtung liegen, die resultierende Geschwindigkeit bestimmt. Die Tab. 6.5 enthält die Werte der von Rockflow ausgegebenen Filtergeschwindigkeiten für die einzelnen Bereiche in Abhängigkeit des Filterrohrdurchmessers und die daraus resultierenden Korrekturfaktoren.

Tab. 6.5: Modellergebnisse der Abhängigkeit des Korrekturfaktors α vom Filterrohrdurchmesser

Filterrohr- durchmesser [mm]	Filter- geschwindigkeit im Aquifer [m/d]	Anstrom- geschwindigkeit im TRR [m/d]	α
80	1,43	7,19	5,03
100	1,45	4,25	2,93
125	1,50	3,55	2,36

6.2.4 Szenarien und Ergebnisse der Stoff- und Wärmetransportmodellierung

Mit den Untersuchungen sollten die Prozesse des advektiven und konvektiven Stofftransportes betrachtet und Schlussfolgerungen bezüglich der Einsatzgrenzen adaptiver Tracer gezogen werden. Als Berechnungsgrundlage diente das in Kap. 6.2.2 beschriebene Modell, wobei in verschiedenen Szenarien der Einfluss der Parameter Temperatur, Konzentration und Messstellendurchmesser untersucht wurde. Als mögliche Tracerflüssigkeiten wurden sowohl deionisiertes Wasser als auch eine Salzlösung eingesetzt, deren Parameter entsprechend den Angaben in der Tab. 6.3 variiert wurden. Die Berechnungen erfolgten für Messstellendurchmesser im Bereich von 3 bis 5". Die Abb. 6.9 zeigt am Beispiel der 5"-Messstelle das Ausbreitungsverhalten einer Salztracerfahne mit einer Anfangskonzentration von 5 kg/m^3 .

**Abb. 6.9:** Darstellung der Konzentration innerhalb der zeitabhängigen Ausbreitung einer Tracerfahne im Vertikalschnitt durch eine 5"-Messstelle

Die Nachbildung des eigentlichen Tracervorganges erfolgte im Modell durch die Festlegung einer Kurve sowohl für die Konzentration als auch für die Temperatur, mit der die zeitliche Verände-

rung des jeweiligen Parameters definiert wurde. Das Erreichen des Tracermaximums wurde für den Zeitpunkt von 10 s nach Modellstart festgelegt. Anschließend erfolgt keine weitere Beeinflussung des Tracers, so dass sämtliche anschließenden Vorgänge nur von der Grundwasserströmung sowie den Tracereigenschaften beeinflusst werden. Die Dichte des Fluides, welche von den Parametern Temperatur und Konzentration abhängig ist, wird von der genutzten Rockflow-Version nicht korrekt ausgegeben. Aus diesem Grund ist nur die getrennte Betrachtung des Temperatur- sowie Konzentrationsfeldes möglich. Am Beispiel einer 3"-Messstelle und der Verwendung eines um $\Delta T = -2K$ vom Grundwasser abweichenden deionisierten Wassers als Markierflüssigkeit soll der Unterschied im Verhalten von Konzentrations- und Temperaturfeld an Hand von Vertikal- und Horizontalschnitten gezeigt werden. Die Abb. 6.10 - 6.13 zeigen die Gegenüberstellung beider Parameterverteilungen für den jeweiligen Zeitschritt.

Diese Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß große Unterschiede zwischen der zeitlichen Ausbreitung des Konzentrations- und Temperaturfeldes. Die Ursache ist darin zu suchen, dass ein Konzentrations- bzw. Leitfähigkeitstracer hauptsächlich durch die advektiven Strömungsprozesse des Grundwassers transportiert wird, während ein Temperaturtracer dem Wärmeaustausch mit der Matrix unterliegt und dadurch in seiner Ausbreitungsgeschwindigkeit erheblich dem advektiven Transport hinterherläuft. Die Abb. 6.13 zeigt im Horizontalschnitt die Eindringtiefe der jeweiligen Tracerwolke. Es ist erkennbar, dass ein Konzentrations- bzw. Leitfähigkeitstracer bereits nach 120 s in die das Filterrohr umgebende Ringraumschüttung vorgedrungen ist, während der Temperaturtracer nahezu innerhalb des Filterrohres verbleibt. Für die praktische Umsetzung hat dies zur Folge, dass ein Leitfähigkeitstracer Informationen aus dem Bereich außerhalb des Filterrohres liefern kann, hingegen mit einem Temperaturtracer fast ausschließlich der Innenraum des Filterrohres erfasst wird. Dieser Unterschied wurde bei der Interpretation der Messdaten berücksichtigt.

Abhängig vom Messstellendurchmesser muss entsprechend der Modellergebnisse der Konzentrationsverteilung in den Abb. 6.13 und Abb. 6.14 mit einer Abnahme der Nachweiszeit für den Leitfähigkeitstracer bei Zunahme des Filterrohrdurchmessers gerechnet werden. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn nur der Nahbereich um die Sonde und nicht der gesamte Tracerringraum als Startzustand homogen gefüllt ist. In der praktischen Umsetzung bedeutet dies, dass die Tracermenge und -zeit den Messstellenverhältnissen entsprechend angepasst werden muss.

Zur Festlegung der Einsatzgrenzen adaptiver Tracer und deren Parametervariation wurden ebenfalls verschiedene Modellierungen vorgenommen. Hierbei ging es um die Untersuchung des Auftretens von Konvektionserscheinungen in Folge von Konzentrations- und Temperaturunterschieden. Bezüglich der praktischen Anwendung der Sonde sind diese Untersuchungen von hoher Bedeutung, da im Feldeinsatz nicht immer eine ideale Anpassung der Tracerflüssigkeit an die Grundwasserverhältnisse erfolgen kann. Insbesondere kann es zu Veränderungen der Tracertemperatur innerhalb der Tracervorratskammer kommen, die von über Tage weder beeinflusst noch gemessen werden kann.

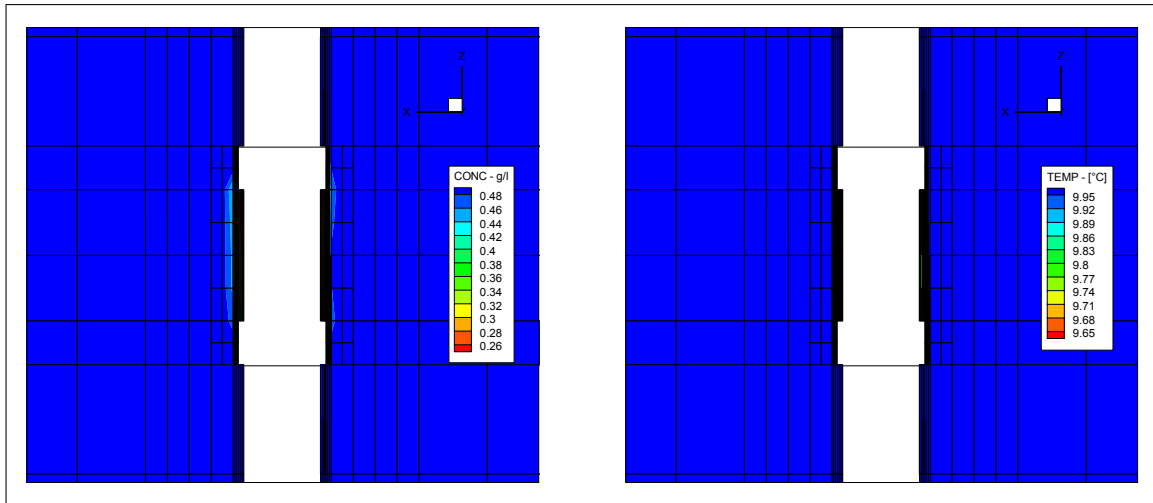


Abb. 6.10: Konzentrations- und Temperaturfeld zum Zeitpunkt des Tracermaximums - Startzustand in einer 3"-Messstelle

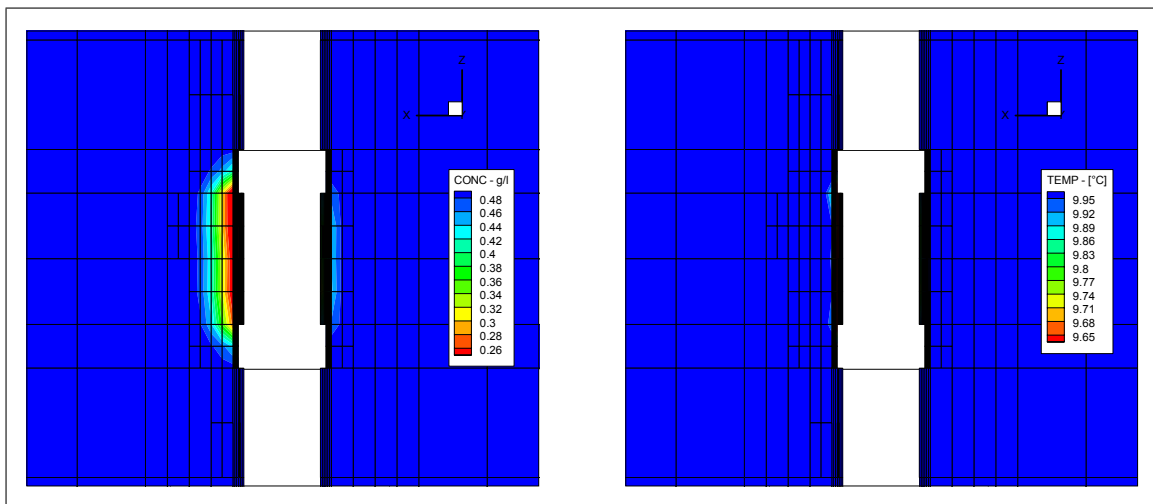


Abb. 6.11: Konzentrations- und Temperaturfeld 60 s nach dem Tracermaximum

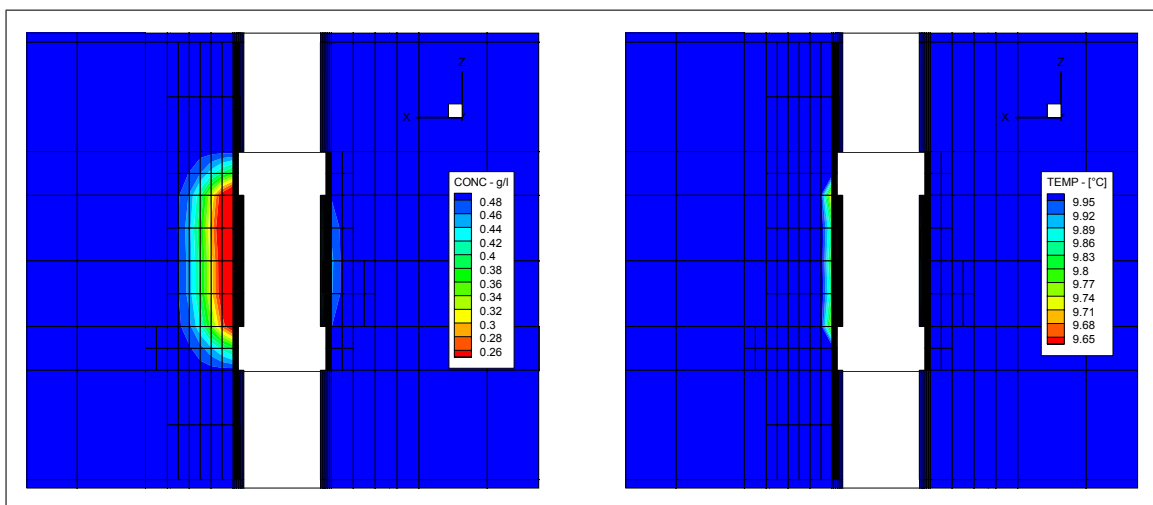


Abb. 6.12: Konzentrations- und Temperaturfeld 120 s nach dem Tracermaximum

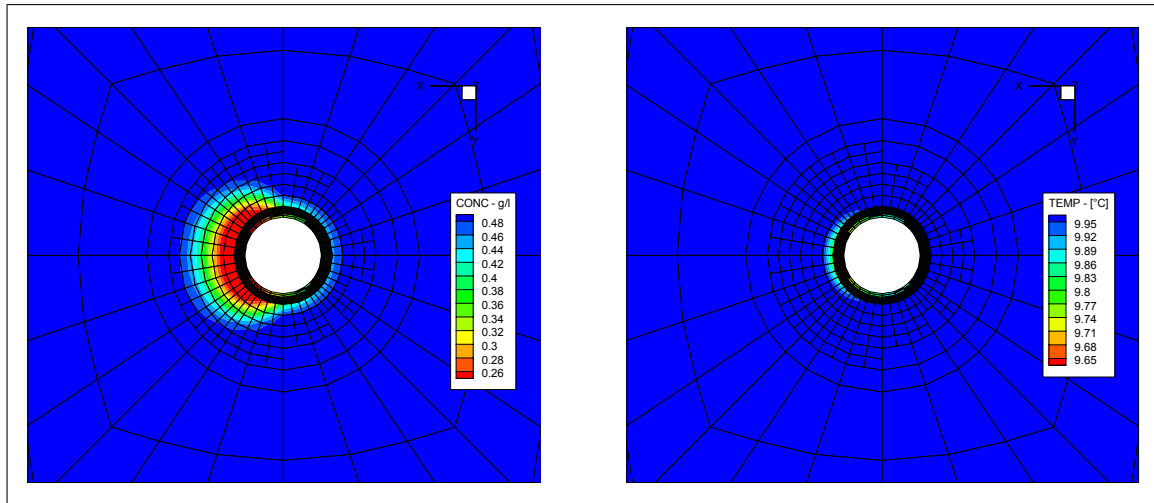


Abb. 6.13: Konzentrations- und Temperaturfeld im Horizontalschnitt 120 s nach dem Tracermaximum

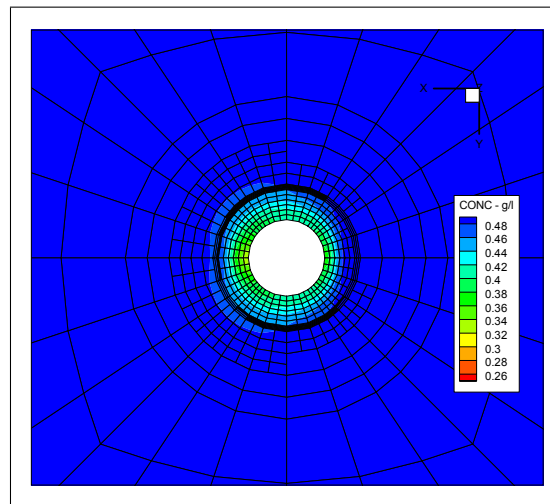


Abb. 6.14: horizontales Konzentrationsfeld 120 s nach dem Tracermaximum in einer 5''-Messstelle

Als Extremwerte wurden eine mit 20° um $\Delta T = +10K$ über der des Grundwassers liegende Temperatur und eine Konzentration von 5 kg/m^3 gewählt. Da die Wirkung beider Parameter bezüglich der Konvektion gegenläufig ist, wurde jeweils nur ein Parameter pro Modellszenario variiert. Die Ergebnisse zeigen, dass bei der vorliegenden Filtergeschwindigkeit eine vertikale Verlagerung der Tracerwolke nur bei 5''-Messstellen in Größenordnungen auftritt. Die Abb. 6.15 zeigt für den Zeitpunkt von 120 s den konvektiven Einfluss von Konzentration bzw. Temperatur auf den Tracer. Es ist erkennbar, dass es bereits innerhalb des Tracerringraumes zu vertikalen Unterschieden kommt, die aus dem Absinken der Salzlösung mit hoher Dichte bzw. einem Aufsteigen von warmem leichtem Wasser resultieren. Die Bestimmung der Strömungsrichtung ist in beiden Fällen noch möglich, jedoch liefert die Ableitung der horizontalen Geschwindigkeit keine korrekten Werte mehr.

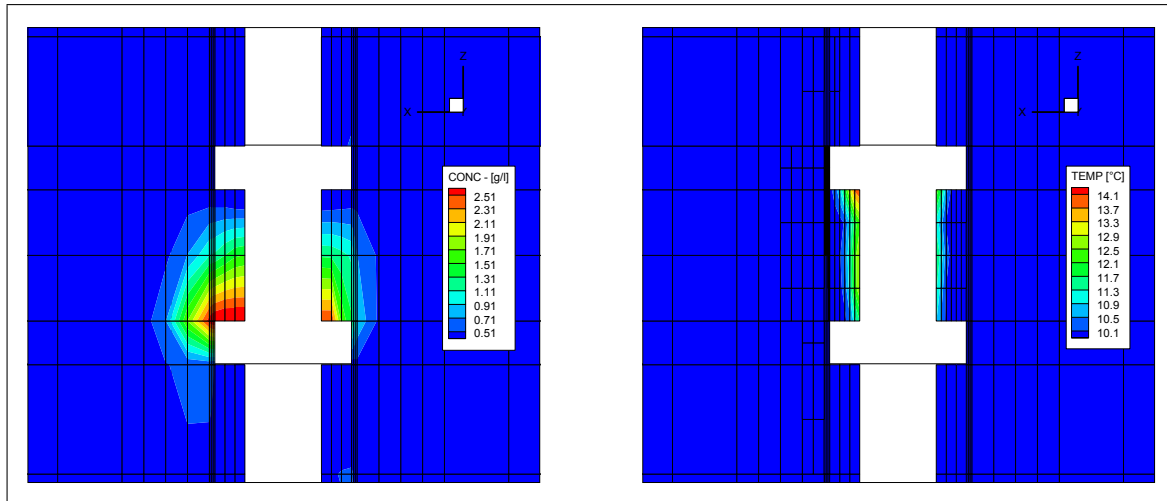


Abb. 6.15: Vertikale Verlagerung eines Konzentrations- und Temperaturtracers durch Konvektion in einer 5"-Messstelle 120 s nach dem Tracermaximum

6.2.5 Zusammenfassung und Ergebnis

Mit den hydraulischen Modellierungen konnte der Einfluss einer Messsonde auf die Strömungsvorgänge innerhalb der Messstelle und in deren Umfeld gezeigt werden. Die Anwesenheit einer Sonde im Filterbereich der Grundwassermessstelle führt zu einer Verringerung der durchströmbar Fläche. Das hat zur Folge, dass in Abhängigkeit des Verhältnisses von Filterrohrdurchmesser zum Durchmesser der Sonde eine veränderte äquivalente Porosität bestimmt werden muss. Mit diesem Verständnis lässt sich die Geschwindigkeitsverteilung im Einflussbereich einer Messstelle für die untersuchten Durchmesser im Bereich von 3 - 5" erklären. Die Ergebnisse der Bestimmung der äquivalenten Porosität zeigen, dass eine Anpassung des Sondendurchmessers an den Filterrohrdurchmesser notwendig wäre. Erst dann könnten ähnliche Porositätswerte wie im Aquifer erreicht werden. Die entwickelte Messsonde hat jedoch einen festen Durchmesser. Daraus resultieren unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten am Sondernumfang innerhalb des Tracerringraumes. Dies führt zu unterschiedlichen Werten der jeweils messbaren Geschwindigkeit. Die Simulationsergebnisse zeigen eine Abhängigkeit des Geschwindigkeitskorrekturfaktors vom Durchmesser des Filterrohrs. Für die untersuchten Durchmesser von 3", 4" und 5" hat der Korrekturfaktor Werte von $\alpha = 5$, $\alpha = 4$ und $\alpha = 3$.

Mit der Modellierung des Wärme- und Stofftransportes konnten die Abhängigkeiten im Verhalten eines in seinen Eigenschaften dem Grundwasser angepassten und eines erheblich abweichenden thermohalinen Tracers gezeigt werden.

Ein Temperaturtracer wird hauptsächlich von den thermischen Wechselwirkungen mit der Matrix, d. h. dem Filterrohr und der Ringraumschüttung, beeinflusst. Durch den Wärmeverlust an die Matrixelemente sinkt die Temperaturdifferenz zwischen Tracer und Grundwasser. Die Geschwindigkeit und räumliche Ausbreitung wird dadurch erheblich behindert. Dies hat zur Folge, dass die

Tracerwolke längere Zeit innerhalb des Tracerringraumes und im Bereich des Filterrohres nachweisbar bleibt. Eine Bewegung der Temperaturanomalie in den Bereich der Ringraumschüttung wäre auch wegen der sehr geringen Temperturdifferenzen messtechnisch nicht mehr nachweisbar. Im Gegensatz hierzu wird die Ausbreitung eines durch seine Salzkonzentration charakterisierten Leitfähigkeitstracers hauptsächlich durch den advektiven Stofftransport und die Dispersion bestimmt. Die Komponenten der Diffusion und Konvektion treten nur bei großen Konzentrationsunterschieden in zu berücksichtigenden Größenordnungen auf. Wechselwirkungen mit der Matrix sind in diesem Zusammenhang vernachlässigbar. Der advektive Transport hat zur Folge, dass ein Leitfähigkeitstracer entsprechend der Strömungsgeschwindigkeiten in den einzelnen Bereichen aus dem Tracerringraum in die Ringraumschüttung und schließlich in den Aquifer bewegt wird. In Abhängigkeit des an der Sonde genutzten geoelektrischen Messverfahrens ist damit die Nachweisbarkeit der Leitfähigkeitsanomalie bis zum Aquifer gegeben.

Werden die Tracereigenschaften Temperatur und Konzentration nicht dem des Grundwasser angepasst, sondern beispielsweise ein um $\Delta T = 10K$ erwärmtes Wasser oder eine Salzlösung mit einer 10-fachen Konzentration verwendet, sind dichtegetriebene Strömungsprozesse zu erwarten. Insbesondere ist dies bei einem salinaren Tracer zu beobachten, der eine abwärts gerichtete Bewegungskomponente verursacht. Eine durch den Temperaturunterschied bedingte, vertikal aufwärts gerichtete Bewegung des Tracers, konnte nur in minimaler Größenordnung beobachtet werden. Durch den Wärmeaustausch wird dieser Prozess erheblich limitiert.

Die Simulationen des thermohalinen Stofftransportes haben gezeigt, dass grundsätzlich eine Anpassung des Tracers an die Eigenschaften des Grundwassers erfolgen sollte. Jedoch führen geringe Abweichungen, insb. bei der Temperatur, nicht zwangsläufig zu einer Messwertverfälschung. Die Konzentration des Tracers stellt in diesem Zusammenhang den weitaus bedeutenderen Parameter dar, da hieraus resultierende Strömungskomponenten, insb. bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten des Grundwassers, die Messergebnisse negativ beeinflussen können.

Bei der Verfahrensentwicklung und der Konstruktion der Sonde konnten die Simulationsergebnisse in verschiedenen Bereichen genutzt werden. So bestätigten die Modellierungen die Funktionsweise des Tracerringraumverfahrens, mit dem am Ende des Tracervorganges konstante Anfangsbedingungen innerhalb des Tracerringraumes gewährleistet werden. Weiterhin zeigte sich, dass die Entwicklung des Verfahrens des adaptiven Tracers von entscheidender Bedeutung für die Messgenauigkeit hat. Im Feldeinsatz des Messsystems kann jedoch im Vergleich zur Konzentration die Tracertemperatur nicht immer exakt angepasst werden. Die Simulationen zeigen, dass hierbei ein Spielraum von einigen Kelvin besteht. Weiterhin wird aus den Ergebnissen die Wirksamkeit der Mikropacker zur Verhinderung von Vertikalströmungen und Dichtekonvektion innerhalb der Messstelle deutlich. Die Größe der speziell entwickelten Packer muss der Funktion des Messsystems angepasst sein.

6.3 Elektrische Modellierung

6.3.1 Elektrisches Simulationstool

Für die Modellierung des elektrischen Feldes wurde das Program QuickField von TeraAnalysis genutzt. Es handelt sich dabei um ein Simulationsprogramm für Problemstellungen der Elektromagnetik, der Elektrostatik, des Wärmetransports und des Stromflusses sowie der mechanischen Spannungsanalyse auf der Basis einer FEM-Diskretisierung. Für die durchgeführten Berechnungen wurde das Modul für die Analyse des Stromflusses verwendet. Auf Grund der Beschränkung auf maximal 200 Gitterknoten ist die Nachbildung von größeren und komplizierten geometrischen Strukturen nicht möglich. Die Angabe eines Gradienten für die Übergangszone zwischen unterschiedlichen Materialien bzw. Modellbereichen, wie sie im Grundwasserbereich in Folge diffuser Prozesse auftreten, ist im Modell nicht vorgesehen. Trotz dieser Einschränkungen wurden mehrere Modellrechnungen in vereinfachter Weise vorgenommen, um das prinzipielle elektrische Verhalten zu verdeutlichen.

6.3.2 Elektrisches Modell

Die Modellbildung erfolgte unter der Maßgabe, mit der zur Verfügung stehenden Knotenanzahl eine genügend genaue Nachbildung der Feldausbreitung im Nahbereich zweier Stromelektroden vorzunehmen. Aus diesem Grund wurde nur ein Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet in Form eines Gitternetzes betrachtet. Die Abb. 6.16 zeigt die Lage des elektrischen Modellgebietes in Bezug auf die zwei Stromelektroden (A, B) an der Sondenoberfläche, zwischen denen sich ein Packer befindet. Dieser bildet einen elektrisch nicht leitfähigen Bereich und wurde deshalb aus dem Modellgebiet ausgeschlossen (Fall 4 - 10). Für den Fall, dass kein Packer vorhanden ist (Fall 1 - 3), wird dieser Bereich mit betrachtet. Die Abbildung zeigt weiterhin die Richtung der angenommenen Grundwasserströmung und die daraus resultierende, maximal mögliche Tracerausbreitung als gestreckte Fahne. Die Gitterverteilung und die geometrische Anordnung der einzelnen Bereiche innerhalb des Modellgebietes sind der Abb. 6.17 zu entnehmen. Entsprechend den realen Abmessungen wurden im Modell folgende geometrische Randbedingungen abgebildet:

Abstand der Elektroden:	60 mm
Ausdehnung der Wasserschicht in x-Richtung:	5 mm
Ausdehnung des Filterrohres in x-Richtung:	5 mm
Ausdehnung der Ringraumschüttung in x-Richtung:	30 mm
Ausdehnung des Grundwasserleiters in x-Richtung:	20 mm

Als elektrische Randbedingungen wurden folgende Parameter gesetzt:

Stromdichte auf dem Modellrand $j = 0 \text{ A/m}^2$

Potenzial an der Elektrode A: $U = 10 \text{ V}$

Potenzial an der Elektrode B: $U = -10 \text{ V}$

6.3.3 Szenarien und Ergebnisse der elektrischen Modellierung

Die Untersuchung des elektrischen Feldes umfasst die zeit- und strömungsabhängige Ausbreitung der Tracerfahne sowie verschiedene Tracerstoffe (deion. Wasser und Salzlösung). Außerdem wird der Einfluss vorhandener Packer betrachtet. Einen Überblick der unterschiedlichen Modellszenarien liefert die Tab. 6.3.4. Auf den Folgeseiten sind die Ergebnisse der hier beschriebenen Modelle grafisch dargestellt. In den Fällen 1 bis 3 befindet sich kein Packer als elektrische Trennung zwischen den Potenzialelektroden. Im Vergleich dazu wird in den Modellfällen 4 bis 10 der Einfluss eines Packers berücksichtigt. Die Ergebnisse der unterschiedlichen Szenarien sind den Abbildungen Abb. 6.18, Abb. 6.19, Abb. 6.20 und Abb. 6.21 zu entnehmen. Die grafischen Darstellungen verdeutlichen sowohl die Verteilung der Stromdichte innerhalb des Modellgebietes an Hand unterschiedlicher Farbabstufungen als auch den Betrag der Stromdichte mit der entsprechenden Größe der Vektorpfeile. Zusätzlich enthalten die Abbildungen die Äquipotenziallinien des sich ausgebildeten elektrischen Feldes.

Ohne Packer

Die in der Abb. 6.18 dargestellten Modellszenarien ohne Packer zeigen den Stromfluss im Bereich der Wasserschicht zwischen der Sonde und dem Filterrohr. Der Fall 1 stellt den unbeeinflussten Zustand ohne Tracer dar. Es ist erkennbar, dass es zu einer Ausbreitung des elektrischen Feldes bis in den Aquifer kommt. Jedoch führt der hohe spezifische Widerstand des Filterrohres zu hohen Stromdichten im Bereich zwischen Sonde und Filter. Im Fall 2 befindet sich deionisiertes Wasser als Tracerflüssigkeit zwischen Sonde und Filterrohr. Dies hat eine Zunahme der Stromdichte im Bereich der Ringraumschüttung und des Aquifers zur Folge. Die resultierende Verringerung der Feldstärke führt zu einer Verringerung der Eindringtiefe der Messung. Für den Fall 3 wurde eine Salzlösung als Tracerflüssigkeit zwischen Sonde und Filterrohr gegeben. Die dadurch stark erhöhte Leitfähigkeit in diesem Bereich erzeugt quasi einen leitfähigen „Kanal“, der einen Stromfluss im übrigen Modellgebiet verhindert. Die Stromdichte in diesem Bereich ist demzufolge auch weitaus höher als bei den anderen Modellen.

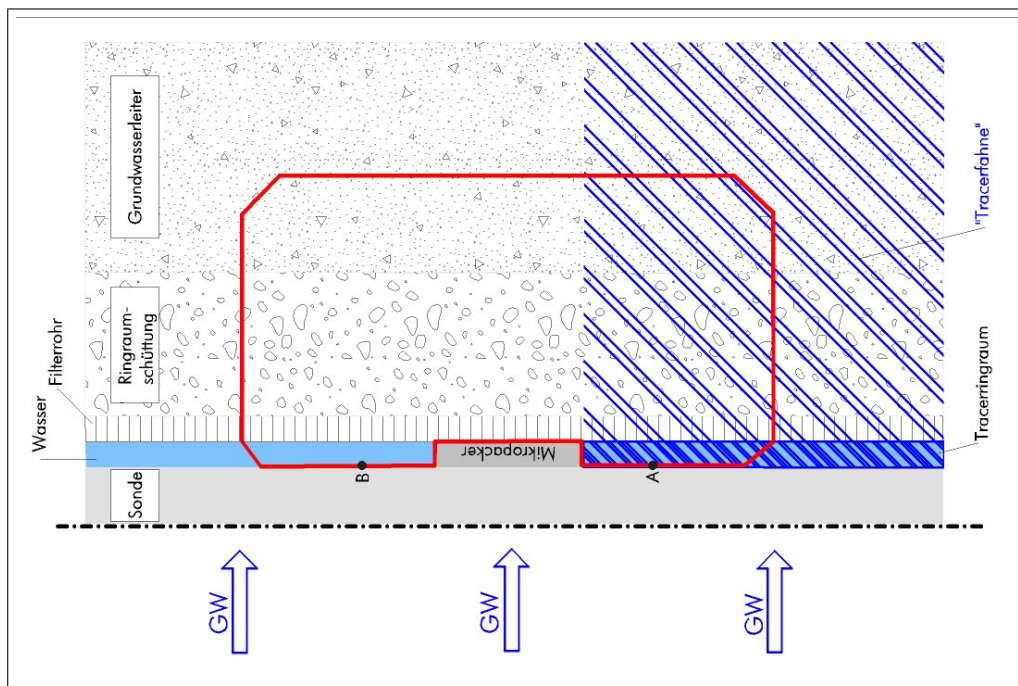


Abb. 6.16: Lage des elektrischen Modellgebietes in Relation zum Bereich zwischen zwei Stromelektroden an der Sondenoberfläche mit Angaben zur Grundwasserströmungsrichtung und ausgebildeter Tracerfahne

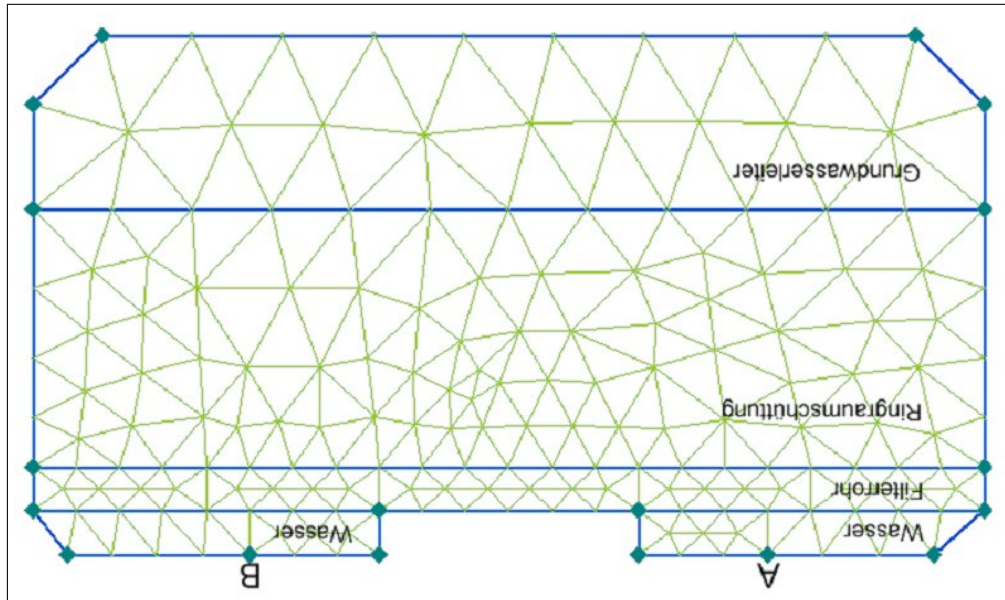


Abb. 6.17: Geometrie des elektrischen Modellgebietes mit Angabe der Gittervernetzung

Mit Packer

Bei dem in der Abb. 6.19 dargestellten Fall 4 befindet sich ein Packer zwischen den Elektroden, womit die Ausbreitung des elektrischen Feldes in das Modellgebiet erreicht wird. Im Vergleich zu Fall 1 ist die Stromdichte im Modellgebiet jedoch verringert.

Mit Packer und geringst salinarer Lösung als Tracer

Die Abb. 6.20 zeigt die Szenarien der Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracerlösung bei und den Einfluss des Packers. Der Fall 5 stellt den Zustand dar, wenn noch keine Ausbreitung des Tracers in die Ringraumschüttung bzw. den Aquifer stattgefunden hat. Im Tracerringraum befindet sich eine geringst salinare Tracerlösung, die vor der A-Elektrode einen gering leitfähigen Bereich erzeugt. Im Fall 6 ist der Tracer bereits bis in die Ringraumschüttung vorgedrungen. Dies führt zu einer erhöhten Feldstärke in Bereich der Tracerfahne, aber zu einer Verringerung der Stromdichte im Vergleich zum Bereich ohne Tracereinfluss. Der Fall 7 zeigt die Wirkung der Ausbreitung der Tracerfahne in den Aquifer bis zu Rand des Modellgebietes. Dies hat eine weitere Verringerung der Stromdichte aber eine Erhöhung der Feldstärke in diesem Bereich zur Folge.

Mit Packer und Salzlösung als Tracer

In der Abb. 6.21 sind die Szenarien für den Einsatz von Salzlösung als Tracerflüssigkeit und bei Einfluss eines Packers dargestellt. Im Fall 8 befindet sich der Tracer nur im Tracerringraum vor der A-Elektrode und erzeugt dort einen gut leitfähigen Bereich. Im Vergleich zum unbeeinflussten Fall 4 sind keine entscheidenden Veränderungen erkennbar. Der Fall 9 zeigt den Zustand, dass die Tracerfahne in die Ringraumschüttung vorgedrungen ist. Dies hat eine geringe Erhöhung der Stromdichte und eine Verringerung der Feldstärke innerhalb der Ringraumschüttung zur Folge. Im Fall 10 wurde der Einfluss einer bis in den Aquifer vorgedrungenen Tracerfahne betrachtet. Es zeigt sich eine geringe Zunahme der Stromdichte und eine leichte Verringerung der Feldstärke im tracerbeeinflussten Bereich.

6.3.4 Zusammenfassung und Ergebnis

Aus den dargestellten Ergebnissen ist ersichtlich, dass ein Packer zwischen den Elektroden den Stromfluss auf direktem Wege verhindert und damit die Ausbreitung des elektrischen Feldes in das Untersuchungs-/Modellgebiet erzwungen wird. Die Zunahme der Feldstärke wird in den Abbildungen durch die Verringerung des Abstandes der Äquipotenziallinien deutlich. Die fehlende Möglichkeit zur Angabe eines Gradienten des spezifischen Widerstandes im Übergangsbereich zwischen Tracerfahne und unbeeinflusstem Modellgebiet führt zu einer unkorrekten Darstellung der Stromdichteverteilung. Der in den Darstellungen erkennbare, teilweise sprunghafte Wechsel der Stromdichte ist entsprechend den Gesetzmäßigkeiten der Theorie des elektrischen Feldes nicht

möglich. Diese Einschränkung der Ergebnisgenauigkeit muss auch bei der Interpretation der senkrecht auf den Äquipotenziallinien stehenden Stromdichtevektoren berücksichtigt werden. Bezüglich der beiden unterschiedlichen Tracerstoffe lassen sich folgende Aussagen treffen: Der Einsatz von deionisiertem Wasser (geringst salinare Lösung) als Tracerstoff führt mit zunehmender Eindringtiefe zu einer Erhöhung der Feldstärke und zur Verringerung der Stromdichte. Hingegen führt der Einsatz einer Salzlösung mit zunehmender Eindringtiefe zu einer Verringerung der Feldstärke und zu einer Erhöhung der Stromdichte. Die bei den Szenarien mit Salztracer erkennbare hohe Stromdichte an und vor den Elektroden führt zu einer elektrochemischen Belastung der Elektrodenoberfläche. Aus diesem Grund sollten die Elektroden nicht zu klein gewählt werden und ausreichend elektrochemisch stabil sein.

Die Sensitivität des Messverfahrens ist von der Verteilung der Feldstärke im Untersuchungsgebiet abhängig. Die Messwertgewinnung aus dem Bereich maximaler Eindringtiefe der jeweiligen Elektrodenkonfiguration erfordert demzufolge eine hohe Feldstärke in diesem Bereich. Diese Bedingung wird bei der Verwendung eines geringst salinaren Tracers erfüllt. Demzufolge sollte auf die Nutzung einer Salzlösung als Tracer nur dann zurückgegriffen werden, wenn die Hintergrundleitfähigkeit des Grundwassers dies erforderlich macht.

Tab. 6.6: Übersicht der geoelektrischen Modellszenarien

	Modellbezeichnung									
	Fall 1	Fall 2	Fall 3	Fall 4	Fall 5	Fall 6	Fall 7	Fall 8	Fall 9	Fall 10
Tracer	-	deion. Wass.	Salzlösung	-	deion. Wass.	deion. Wass.	deion. Wass.	Salzlösung	Salzlösung	Salzlösung
Packer	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x
Parameter	spezifischer Widerstand in $\Omega\ m$									
Wasser	40	-	-	40	40	40	40	40	40	40
Filterrohr	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Ringraum- schüttung	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Aquifer	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Tracerringraum	-	1000	1	-	1000	1000	1000	1	1	1
Filterrohr mit Tracer	-	-	-	-	-	1000	1000	-	200	200
Ringraum- schüttung mit Tracer	-	-	-	-	-	500	500	-	100	100
Aquifer mit Tra- cer	-	-	-	-	-	-	300	-	-	60

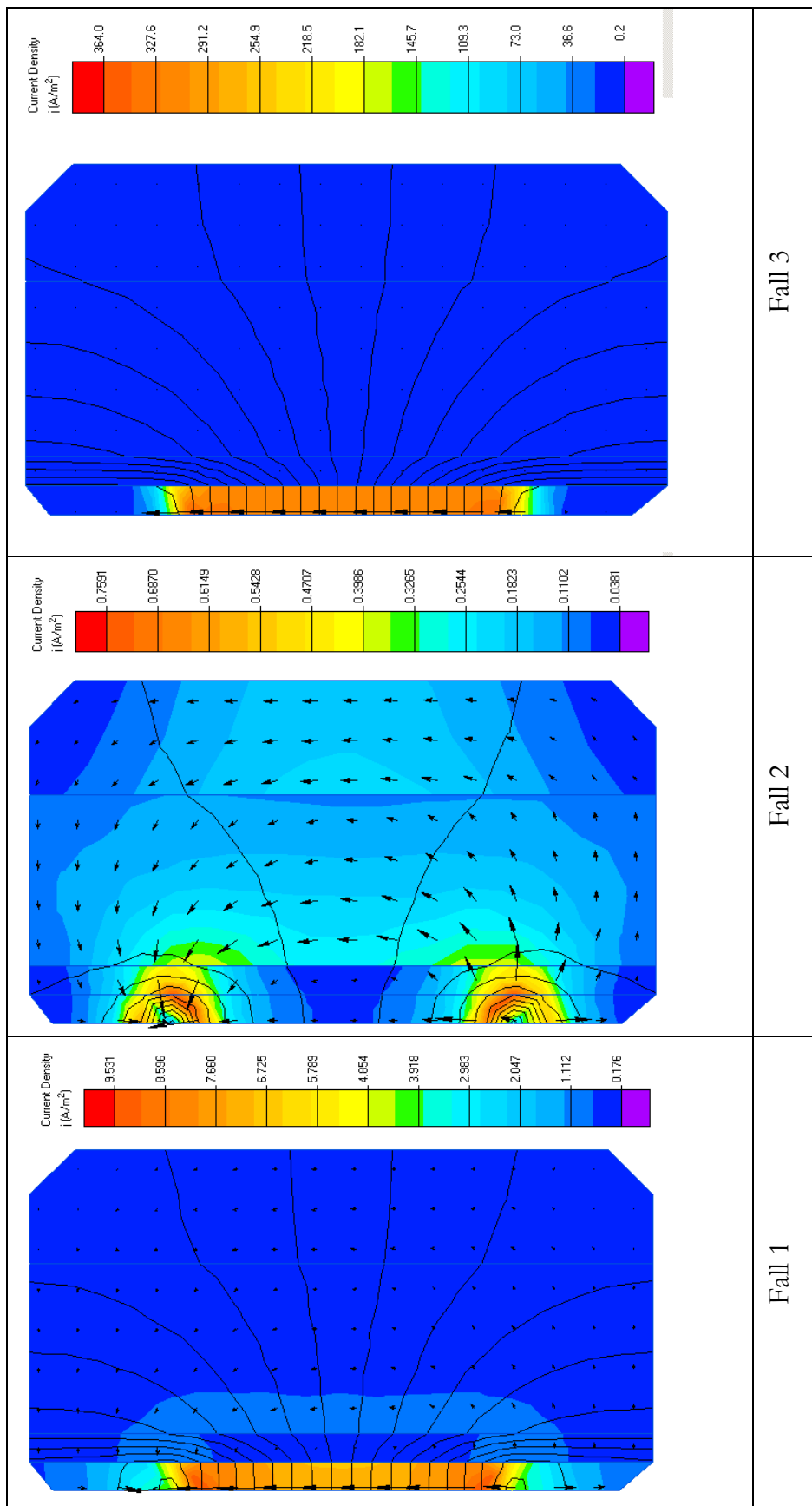


Abb. 6.18: Darstellung von Fall 1, 2 und 3 (ohne Packer)

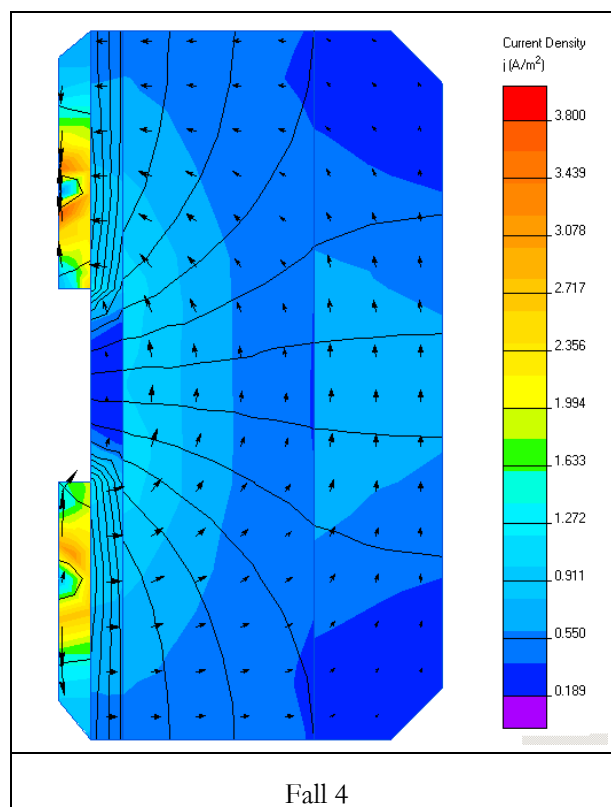


Abb. 6.19: Darstellung von Fall 4 (mit Packer, aber ohne Tracer)

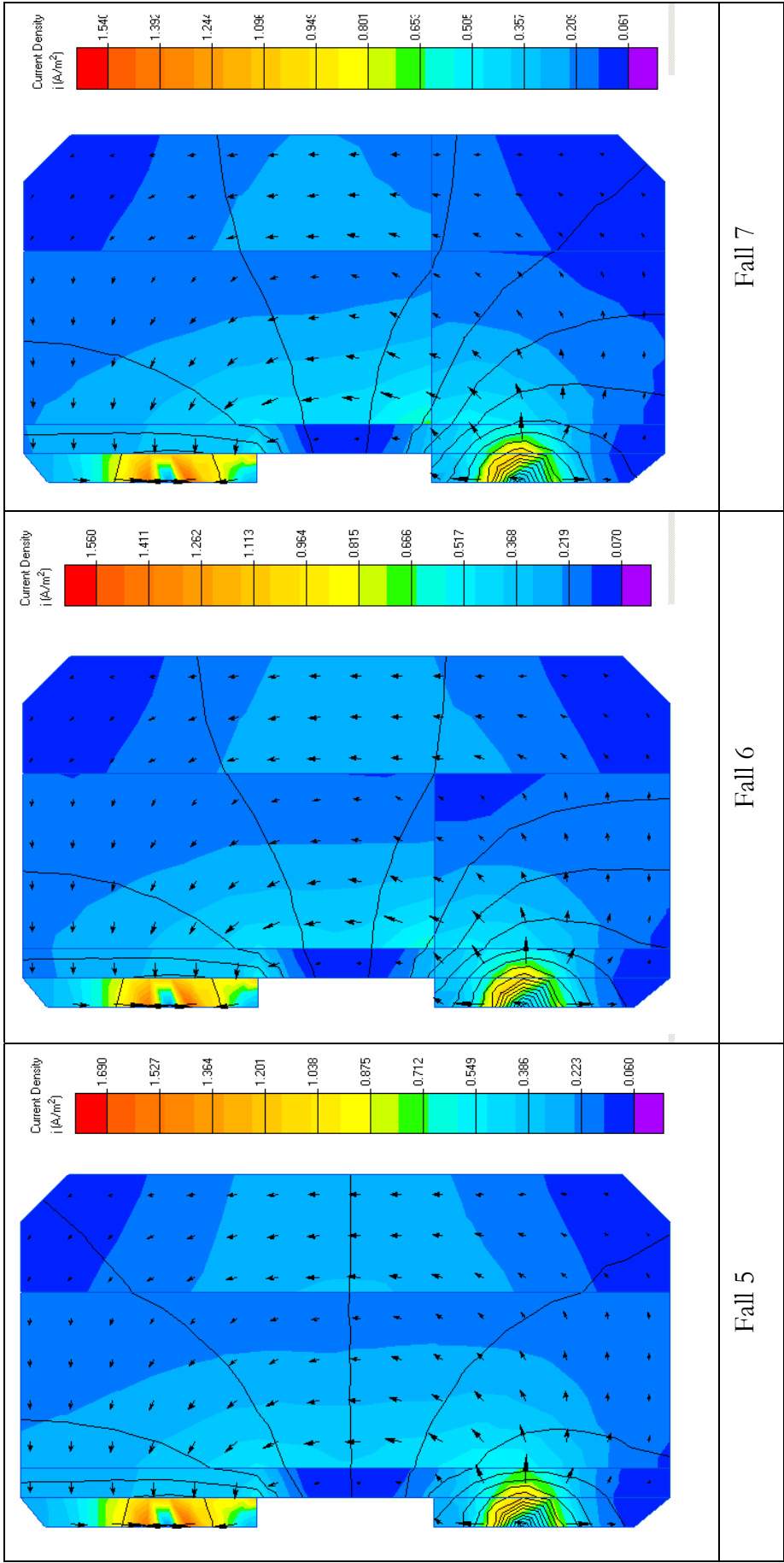


Abb. 6.20: Darstellung von Fall 5, 6 und 7 (mit Packer und deion. Wasser als Tracer)

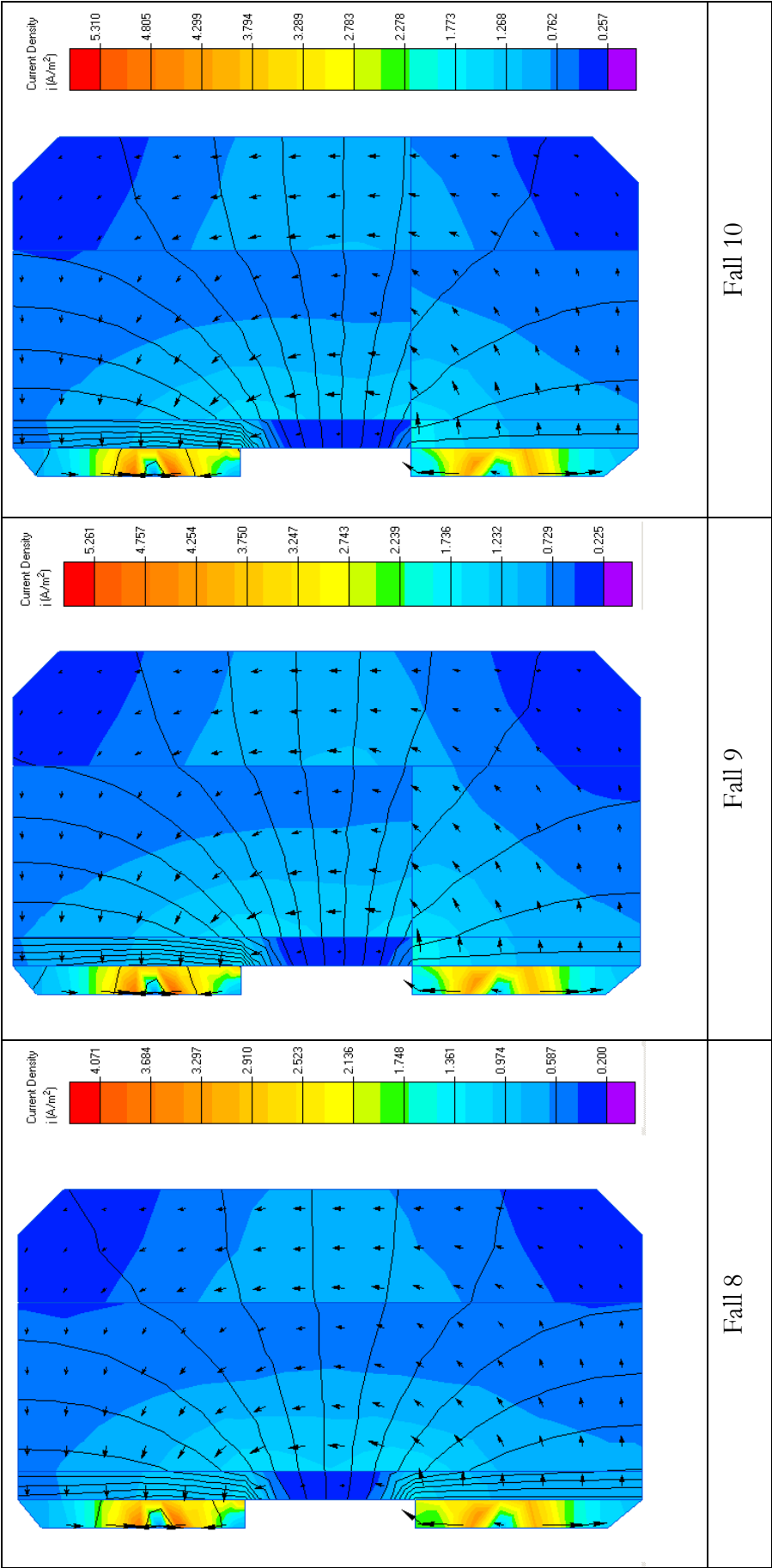


Abb. 6.21: Darstellung von Fall 8, 9 und 10 (mit Packer und Salzlösung als Tracer)

6.4 Petrophysikalische Modellierung

6.4.1 Verwendetes Modell

Für die Modellierung der Gesteinsleitfähigkeiten wurde das in Gl. (4.34) in Kap. 4.5.1 aufgeführte Modell verwendet.

$$\sigma_t = \frac{\sigma_w}{F} + \sigma_{gr} \quad (6.2)$$

Die Grenzflächenleitfähigkeiten des Grundwasserleiter- und Ringraummaterials können aus den Korngrößen mit

$$\sigma_{gr} = 9 \cdot 10^{-4} \cdot D^{-0,4} \quad (6.3)$$

berechnet werden (SCHÖN 1996c), wobei D der mittlere Korndurchmesser in mm ist.

6.4.2 Untersuchte Materialien

Als unverfestigte Materialien wurden Ton, Feinsand, Mittelsand und Grobsand ausgewählt, wobei die Korngrößen entsprechend DIN 4220 festgelegt wurden. Aus ihnen berechneten sich nach Gl. (6.3) die Grenzflächenleitfähigkeiten. Die Gesamtporositäten, die der Berechnung der Formationsfaktoren dienten, konnten nur abgeschätzt werden (HÖLTING 1996), (BUSCH 1993). Als verfestigte Materialien wurden ein tertiärer, ein mesozoischer und ein paläozoischer Sandstein ausgewählt. Der Verfestigungsgrad nimmt in der angeführten Reihenfolge zu. Aussagen über deren Porositäten und Zementationsexponenten finden sich bei (SCHÖN 1996c). Deren Kenntnis erlaubt die Berechnung der Formationsfaktoren nach Gl. (4.33), Kap. 4.5.1. Die Korngrößen reichen dabei über die gesamte Sandfraktion von Feinsand bis Grobsand. In Tab. 6.7 sind die Eigenschaften der verwendeten Materialien zusammengefasst. Die Werte der Porosität, der Zementationsexponenten sowie der mittleren Korndurchmesser sind der Literatur entnommen oder an Hand von Literaturangaben abgeschätzt worden. Alle übrigen Angaben errechnen sich nach Gl. (6.3) und Gl. (4.33).

6.4.3 Ergebnisse

Es wurde der Zusammenhang zwischen der Leitfähigkeit des Porenfluids und der Gesteinsleitfähigkeit betrachtet. In Gl. (6.2) wurden sowohl der Formationsfaktor (unterschiedliche Farben im Diagramm) als auch die Grenzflächenleitfähigkeit (unterschiedliche Schnittpunkte mit der Ordinate) variiert. (In einem weiter führenden Schritt sollten unterschiedliche Porenfluid-Sättigungen und

Tab. 6.7: *Verwendete Materialien und deren Eigenschaften*

Material	Porosität	Zementations- exponent	Formations- faktor	mittl. Korn- durchmesser in mm	Grenzflächenleit- fähigkeit in S/m
Ton/Schluff	0,50 - 0,59	1,3	2,0 - 2,5	0,00001 - 0,063	$2,7 \cdot 10^{-3} - 0,09$
Feinsand	0,37 - 0,42	1,3	3,1 - 3,6	0,063 - 0,2	$1,7 \cdot 10^{-3} - 2,7 \cdot 10^{-3}$
Mittelsand	0,32 - 0,37	1,3	3,6 - 4,4	0,2 - 0,63	$1,1 \cdot 10^{-3} - 1,7 \cdot 10^{-3}$
Grobsand	0,27 - 0,32	1,3	4,4 - 5,5	0,63 - 2	$6,8 \cdot 10^{-4} - 1,1 \cdot 10^{-3}$
leicht verfest. Sandst.	0,25 - 0,45	1,37	3,0 - 6,7	0,063 - 2	$6,8 \cdot 10^{-4} - 2,7 \cdot 10^{-3}$
mittel verfest. Sandst.	0,18 - 0,35	1,72	6,1 - 19,1	0,063 - 2	$6,8 \cdot 10^{-4} - 2,7 \cdot 10^{-3}$
stark verfest. Sandst.	0,05 - 0,25	1,95	14,9 - 344,4	0,063 - 2	$6,8 \cdot 10^{-4} - 2,7 \cdot 10^{-3}$

deren Abhängigkeit von der Gesteinsleitfähigkeit untersucht werden.) Variiert wurden bei der Betrachtung der Lockergesteine die Porenfluid-Leitfähigkeit (0,001, 0,01 und 0,1 S/m, unterschiedliche Farben im Diagramm) und die Grenzflächenleitfähigkeit (unterschiedliche Schnittpunkte mit der Ordinate), für die Festgesteine zusätzlich noch die Porosität und damit der Formationsfaktor (unterschiedliche Diagramme). Für Ton/Schluff wurde eine mittlere Porosität von 0,55, für Feinsand von 0,4, für Mittelsand von 0,35 und für Grobsand von 0,3 angenommen. Alle anderen Parameter blieben unverändert (s. Tab. 6.7). Die Ergebnisse der einzelnen Materialien sind den Kurvenkatalogen aus Anlage C zu entnehmen. Die Abb. 6.22 zeigt die Leitfähigkeitsbereiche der untersuchten Lockergesteine, Abb. 6.23 enthält die Wertebereiche der Festgesteine.

6.4.4 Zusammenfassung und Konsequenzen

Sowohl aus den Abb. 6.22 und 6.23 als auch aus dem Kurvenkatalog, Anlage C, wird deutlich, dass bei Lockergesteinen mit abnehmender Korngröße und abnehmender Wasserleitfähigkeit der Einfluss der Grenzflächenleitfähigkeit auf die Gesteinsleitfähigkeit zunimmt. Dies hat bei Messungen mit der entwickelten Sonde zur Folge, dass neben der Bestimmung der Leitfähigkeit des Grundwassers (vgl. Kap. 4.5.1) auch das Wissen der geologischen Struktur des Grundwasserleiters im Untersuchungsgebiet von entscheidender Bedeutung ist, um gegebenenfalls eine entsprechende Anpassung des Tracers vornehmen zu können.

Bei Sandsteinen ist dieser Effekt ebenfalls zu beobachten, wobei hier der zunehmende Grad der Verfestigung zu einem höheren Einfluss der Grenzflächenleitfähigkeit führt.

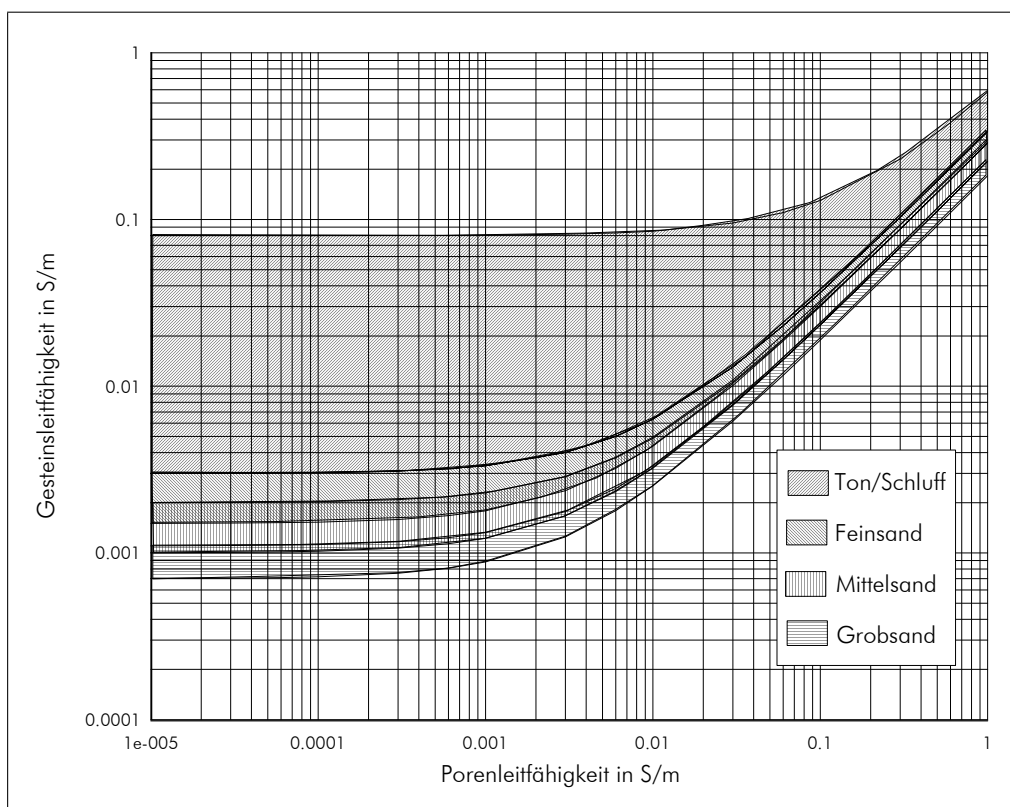


Abb. 6.22: Gesteinsleitfähigkeitsbereiche von Ton und verschiedenen Sanden

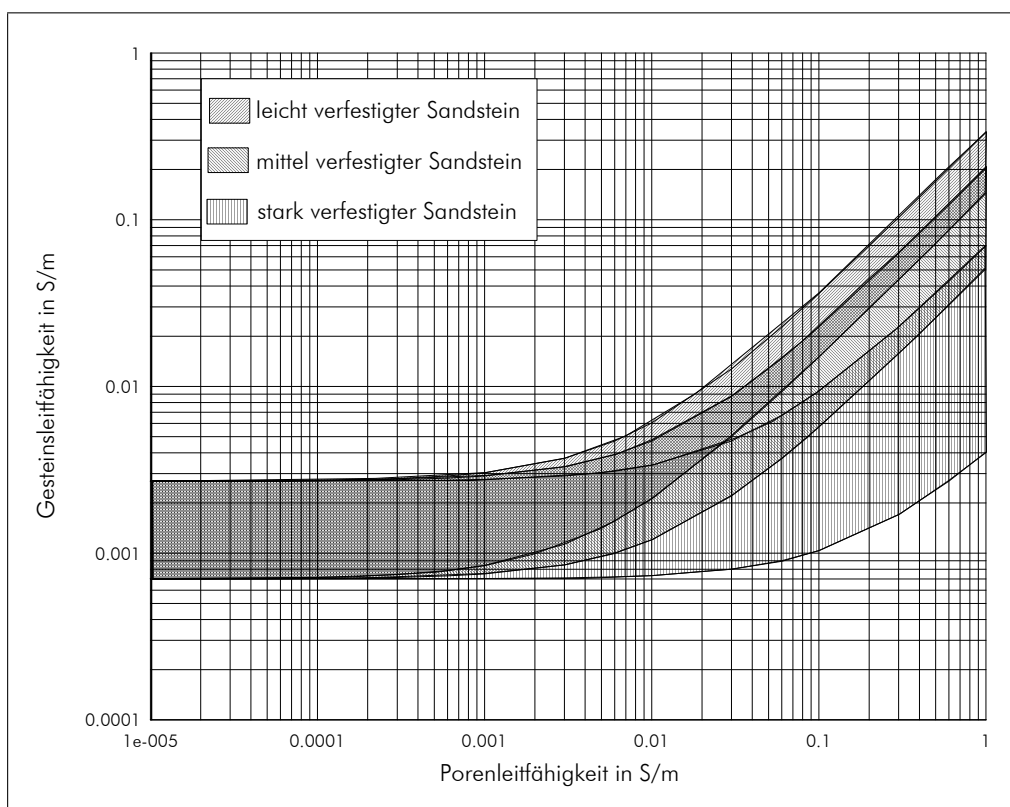


Abb. 6.23: Gesteinsleitfähigkeitsbereiche von Sandsteinen

7 Erprobung des Messsystems

7.1 Tests im Technikumsmaßstab

7.1.1 Überblick

Der Entwicklungsprozess des im Rahmen dieser Arbeit beschriebenen Einbohrlochmesssystems zur Bestimmung der Grundwasserbewegung beinhaltete verschiedene Testphasen. Mit der Testsonde auf verschiedenen Entwicklungsstufen erfolgten hauptsächlich Untersuchungen im Technikumsmaßstab in dem im Grundwasserzentrum (GWZ) Dresden errichteten Prüfstand. Testmessungen mit dem Sondenprototyp wurden im VEGAS Modellaquifer „Schichtmodell“ der Universität Stuttgart vorgenommen.

Mit den Tests im Technikumsmaßstab wurden folgende Ziele angestrebt:

- Bestimmung optimaler Elektrodenanordnungen
- Auswahl eines geeigneten Tracers einschließlich Untersuchung der Nutzbarkeit eines Wärmetracers
- Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Messungen
- Bestimmung des spezifischen Korrekturfaktors α
- Untersuchung des Einflusses der Filterschlitzverteilung auf die Ergebnisse der beiden Messverfahren
- Bestimmung der Richtungsgenauigkeit und des Geschwindigkeitskorrekturfaktors des Prototyps

7.1.2 Prüfstand im GWZ Dresden

Während der Entwicklungsphase der Sonde mussten eine Vielzahl von Messungen durchgeführt werden, um die Funktionsweise sowie den Einfluss verschiedener Parameter zu untersuchen. Zur Gewährleistung definierter hydraulischer Versuchsbedingungen, wie

- eine horizontal ebene Strömung in definierter Schicht,
- eine konstante Strömungsgeschwindigkeit und
- eine festgelegte Strömungsrichtung,

die über einen langen Zeitraum konstant gehalten werden können, wurde ein Prüfstand errichtet. Dieser stellt einen Ausschnitt aus einem Lockergesteinsgrundwasserleiter dar, in dem eine Grundwassermessstelle integriert ist. Zur Gewährleistung der angestrebten hydraulischen Parameter der Grundwasserströmung wurden verschiedene Randbedingungen geschaffen, die der Abb. 7.1 zu entnehmen sind. Um eine ebene und parallele Strömung im Messbereich zu ermöglichen, erfolgte der geschichtete Einbau von Sanden unterschiedlicher hydraulischer Leitfähigkeiten. Zur Realisierung der erforderlichen Grundwasserströmung dienten die integrierten Infiltrations- und Exfiltrationselemente sowie periphere Einrichtungen zur Erzeugung des hydraulischen Gradienten.

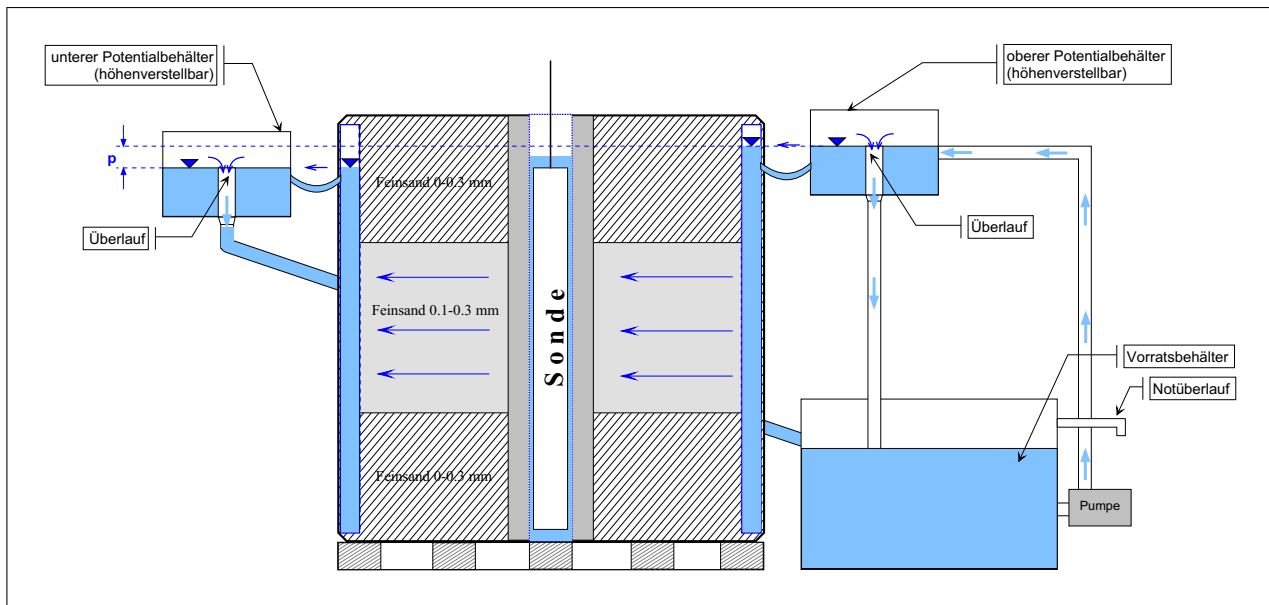


Abb. 7.1: Aufbau des Prüfstandes im Querschnitt

Aufbau des Prüfstandes

Unter der Bezeichnung Prüfstand wird das Gesamtsystem, bestehend aus einem Behälter mit dem Modell einer Grundwassermessstelle, den integrierten Infiltrations- und Exfiltrationselementen sowie der peripheren Einrichtung zur Erzeugung eines hydraulischen Gradienten verstanden. Der Behälter besitzt ein gefülltes Volumen von etwa 1 m^3 , bei annähernder Würfelform. An den Stirnseiten befindet sich jeweils eine Galerie mit Filterrohren (vgl. Abb. 7.2), über die eine gleichmäßige Infiltration- und Exfiltration gewährleistet wird.

In den Behälter wurden entsprechend der Abb. 7.1 unterschiedliche Sande eingebaut. Mit dem Unterschied von einer Zehnerpotenz in der Leitfähigkeit sollte die bevorzugte Durchströmung der mittleren Schicht und damit der Messebene erreicht werden. Die Auswahl der verwendeten Korngrößenbereiche erfolgte entsprechend der Zielstellung bezüglich des zu untersuchenden Geschwindigkeitsbereiches der Grundwasserströmung zwischen 0,5 und 1,5 m/d. Daraus ergaben sich Sande mit Korndurchmessern bis 0,3 mm und hydraulische Leitfähigkeiten im Bereich zwischen $3 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ und $6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$. Um einen hohen Sättigungsgrad zu erreichen, erfolgte der

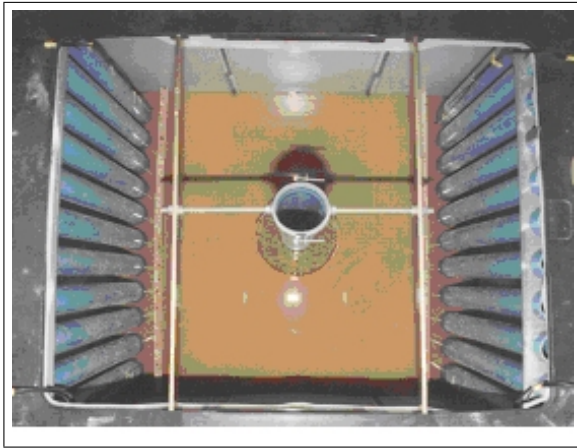


Abb. 7.2: Blick in den Behälter während der Aufbauphase mit Infiltrations- und Exfiltrationselementen sowie Filterrohr



Abb. 7.3: Fertiggestellter Prüfstand im GWZ Dresden

Einbau „unter Wasser“. Die Verfestigung wurde durch intensives Verdichten erreicht. Im Bereich der Filtergalerien wurde Grobsand zur Homogenisierung der Strömung und zur Verhinderung des Zusetzens der Filterschlitzes eingebaut. Die Nachbildung einer Grundwassermessstelle wurde im mittleren Bereich des Behälters realisiert. Sie besteht aus einem Filterrohr DN 80 (3 Zoll), das über die gesamte Einbauhöhe von einer 80 mm starken Ringraumschüttung umgeben ist.

Zur Erzeugung eines hydraulischen Gradienten und damit einer Durchströmung des Behälters wurde ein peripheres System mit zwei höhenverstellbaren Potenzialbehältern und einem Vorratsbehälter angeschlossen (vgl. Abb. 7.1). Betrieben wird es mit einer Umwälzpumpe, die permanent das Wasser aus dem Vorratsbehälter in den oberen Potenzialbehälter pumpt. Abhängig von der Höhendifferenz zwischen dem oberen und unteren Potenzialbehälter fließt ein bestimmter Teil des Wassers durch den Behälter und erzeugt die gewünschte Strömung, der überschüssige Teil fließt durch das Überlaufrohr zurück in den Vorratsbehälter. Mit den Überlaufrohren in den beiden Potenzialbehältern wird gewährleistet, dass die eingestellte Potenzialdifferenz konstant bleibt. Bedingt durch den Unterschied in der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen der oberen sowie unteren Schicht im Vergleich zur mittleren Schicht beträgt die Strömungsgeschwindigkeit in beiden nur etwa 50-60% des Wertes in der mittleren Schicht. Damit war es möglich, durch Ausnutzung der variablen Potenzialdifferenz für unterschiedliche Versuchsreihen, die Geschwindigkeit im Bereich von etwa 0,8 bis 1,2 m/d zu variieren.

Die Bestimmung der Filtergeschwindigkeiten im Prüfstand erfolgte mit dem Verfahren des Fluid-Logging. Damit wurden parallel zu den Testmessungen die im Prüfstand herrschenden hydraulischen Bedingungen überprüft und Informationen zur Durchströmung in der Messebene erhalten. Zur Berechnung der Filtergeschwindigkeiten wurde zunächst die theoretische Bestimmung des

Geschwindigkeitskorrekturfaktors α mit der in Kap. 4.2 erläuterten Gleichung Gl. (4.17) vorge-nommen. Dieser Korrekturfaktor gilt nur für Messungen innerhalb der Messstelle im Prüfstand. Die Tab. 7.1 enthält die Parameter des Prüfstandes mit der in der Gl. (4.17) verwendeten Nomen-klatur. Die hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte der Sande und Feinkiese wurden experimentell ermittelt. Die Einzelergebnisse dieser Untersuchungen sind in der Anlage D enthalten.

Tab. 7.1: Parameter zur α -Bestimmung

Filterrohr	k_1	$2,5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$
Ringraumschüttung	k_2	$1,3 \cdot 10^{-4} - 10^{-3} \text{ m/s}$
Aquifer	k_f	$5,7 \cdot 10^{-6} - 3,8 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$
Innenradius des Filterrohrs	r_1	0,039 m
Außenradius des Filterrohrs	r_2	0,044 m
Radius der Bohrung	r_3	0,12 m

Damit ergibt sich für den Prüfstand ein Korrekturfaktor im Bereich von $\alpha = 3,21 - 3,79$. Da es sich bei den Durchlässigkeitsbeiwerten um experimentell ermittelte Werte handelt, muss mit Schwankungen in dieser Größenordnung gerechnet werden.

Für die Bestimmung der Filtergeschwindigkeiten wurde der Mittelwert des Korrekturfaktors für den Prüfstand mit einem Wert von $\alpha = 3,5$ verwendet. Aus zwei verschiedenen hydraulischen Gradienten resultierende Ergebnisse des Fluid-Loggings zeigt die Abb. 7.4. Aus diesen Ergeb-nissen wurden für den Bereich der Messebene der Sonde die Filtergeschwindigkeiten zu 0,8 und 1,0 m/d bestimmt. Nachfolgend werden diese Werte für die Berechnung der messwertspezifischen Korrekturfaktoren der Sonde genutzt, da die meisten Testmessungen bei diesen Geschwindigkeiten durchgeführt wurden.

Untersuchungen zur Bestimmung optimaler Elektrodenanordnungen

Zur Untersuchung des Einflusses der Elektrodenanordnung auf das Messergebnis wurden Mes-sungen mit der Dipol-Dipol- und der Schlumberger-Anordnung durchgeführt. Um den direkten Vergleich zu ermöglichen, erfolgten die Messungen beider Anordnungen innerhalb einer Versuchs-reihe jeweils aufeinander folgend. Die Ergebnisse der jeweils ersten Messung sind der Abb. 7.5 zu entnehmen, die vollständigen Messergebnisse befinden sich in der Anlage E.1. Es handelt sich hier-bei um die Parameterverteilung in der Messebene, welche sich bei der Darstellung der Werte des Tracerfaktors entsprechend der Eindringtiefe der jeweiligen Elektrodenanordnung ergibt. Die Dar-stellungen zeigen bei der Dipol-Dipol-Anordnung das Phänomen, dass offensichtlich der Tracer nur innerhalb des Ringraumes detektiert werden kann. Die Schlumberger-Daten geben aber eine Ausbreitung des Tracers bis an die Grenze der Eindringtiefe wieder. Daraus muss geschlussfolgert werden, dass offensichtlich nur die Anordnungen, welche als Dipol über die Packer messen, in die Ringraumschüttung „hineinsehen“. Hingegen bleiben alle anderen Anordnungen durch die relativ

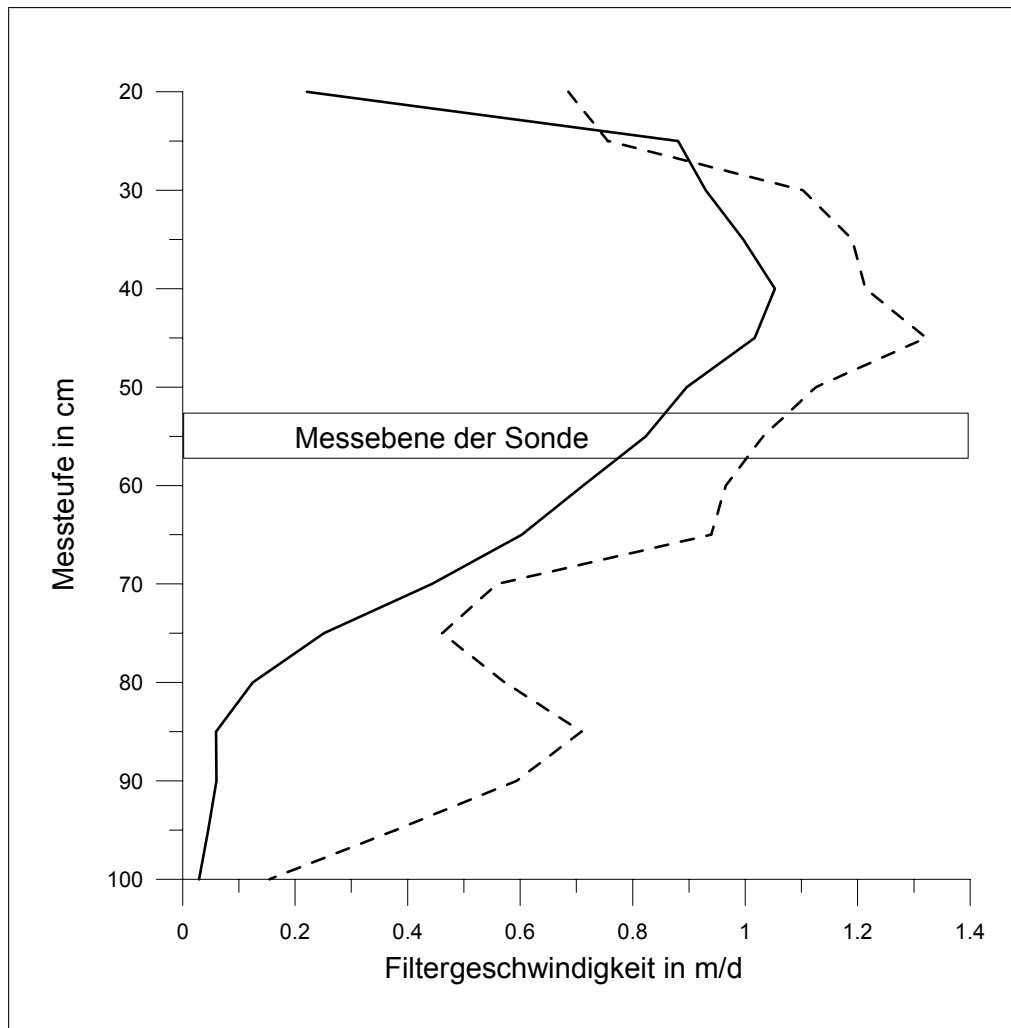


Abb. 7.4: Vertikalprofile der Filtergeschwindigkeit im Prüfstand aus den Messdaten des Fluid-Loggings

hohe Leitfähigkeit innerhalb des Zwischenraumes zwischen Sonde und Filterrohr wirkungslos. Zur Lösung dieses Problems wurde die modifizierte „Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer“ entwickelt, bei der die beiden inneren Elektroden immer innerhalb des von den Packern begrenzten Tracerringraumes angeordnet sind. Die Messergebnisse zeigen weiterhin eine geringere Sensitivität (vgl. Kap. 5.2.4) der Schlumberger-Anordnung im Vergleich zur Dipol-Anordnung in Bezug auf die Abstufung der Messwerte mit zunehmender Eindringtiefe der Elektrodenanordnung. Aus diesem Grund wurden die weiteren Messungen mit den Dipol-Anordnungen vorgenommen.

Die Gegenüberstellung der jeweils ersten Messung der einfachen Dipol-Dipol-Anordnung und der Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer in der Abb. 7.6 bestätigt die Erkenntnisse, dass mit einer Anordnung, bei welcher mit zunehmendem Elektrodenabstand gearbeitet wird, keine Tracerausbreitung zu detektieren ist. Befinden sich die inneren Elektroden hingegen immer innerhalb des von den Packern abgegrenzten Tracerringraumes, lässt sich die Ausbreitung des Tracers in den Außenbereich nachweisen. Mit diesen Untersuchungen konnten ebenfalls die Modellergebnisse aus Kap. 6.3.3 zur elektrischen Wirksamkeit der Mikropacker bestätigt werden. Eine Anwendbarkeit des

Messsystems ohne den Einsatz der Packer ist demzufolge nicht sinnvoll, da das Messprinzip zwingend darauf basiert. Die vollständigen Messergebnisse der vergleichenden Untersuchungen beider Anordnungen sind der Anlage E.2 zu entnehmen.

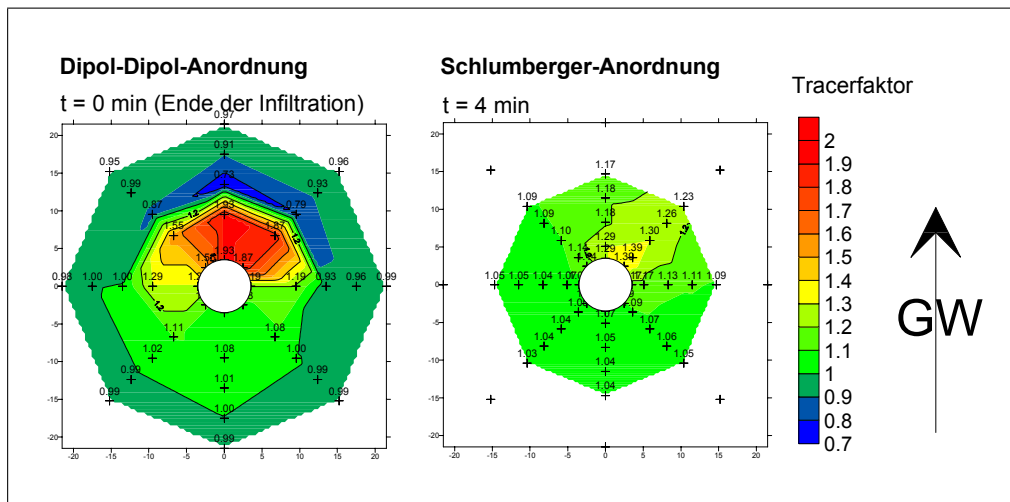


Abb. 7.5: Vergleich der Messergebnisse einer Dipol-Dipol- und einer Schlumberger-Anordnung

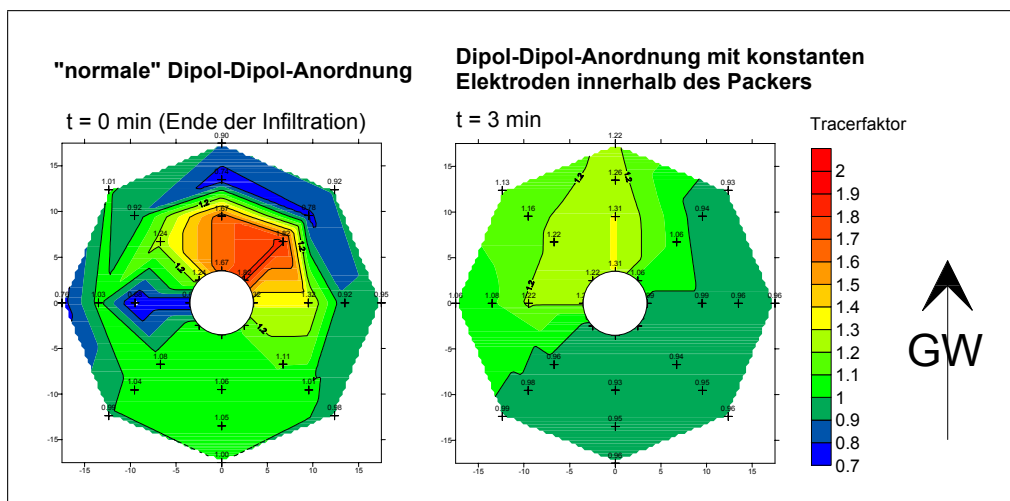


Abb. 7.6: Vergleich der Messergebnisse einer einfachen Dipol-Dipol-Anordnung und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer

Untersuchungen zur Auswahl eines geeigneten Leitfähigkeitstracers

Wie bereits in Kap. 4.5 beschrieben ist, wurde die Nutzung zweier verschiedene Leitfähigkeitstracer betrachtet. Die Prüfstandsversuche haben ergeben, dass bei mittleren und niedrigen Geschwindigkeiten offensichtlich das Verhalten von deionisiertem Wasser günstiger als das von NaCl-Lösung für die Messungen ist. Dies wird darin deutlich, dass trotz gleicher Tracervolumina von 500 ml die Ausbildung eines Maximums in der Tracerverteilung und die geschwindigkeitsbedingte Verdünnung bei deionisiertem Wasser (Abb. 7.7) klarer erkennbar ist als bei Verwen-

dung einer Salzlösung (Abb. 7.8). Außerdem ist die Richtungssensitivität bei der Verwendung von deionisiertem Wasser höher als bei einer Salzlösung. Die Ergebnisse der dargestellten Messungen zeigen die prinzipielle Eignung sowohl von deionisiertem Wasser als auch von NaCl-Lösung als Tracer. Unterschiede bestehen in der zeitlichen Nachweisbarkeit der Tracerwolke, d. h. im Zeitraum, bis die durch den Tracer erzeugte Leitfähigkeitsanomalie wieder abgeklungen ist. Dies ist durch den Konzentrationsunterschied von etwa $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ bei der Verwendung von deionisiertem Wasser mit einer Leitfähigkeit von $1 - 3 \mu\text{S}/\text{cm}$ und etwa $1650 \mu\text{S}/\text{cm}$ bei Verwendung einer NaCl-Lösung mit einer Leitfähigkeit von $2 \text{ mS}/\text{cm}$ bedingt. Aus dem Vergleich der tracerspezifischen Darstellungen geht hervor, dass die Genauigkeit der Richtungsangabe aus den Messergebnissen offensichtlich vom verwendeten Tracertyp abhängig ist. Die vollständigen Messergebnisse beider Untersuchungen sind der Anlage F zu entnehmen.

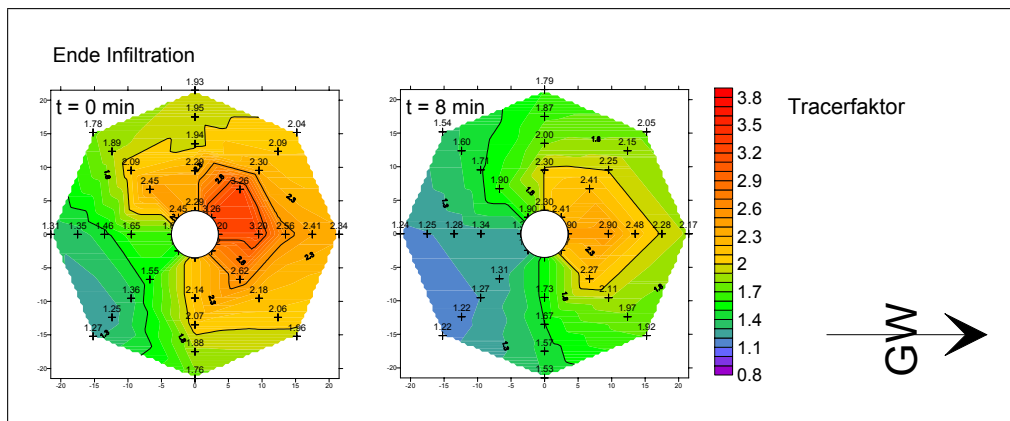


Abb. 7.7: Messergebnisse bei der Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer

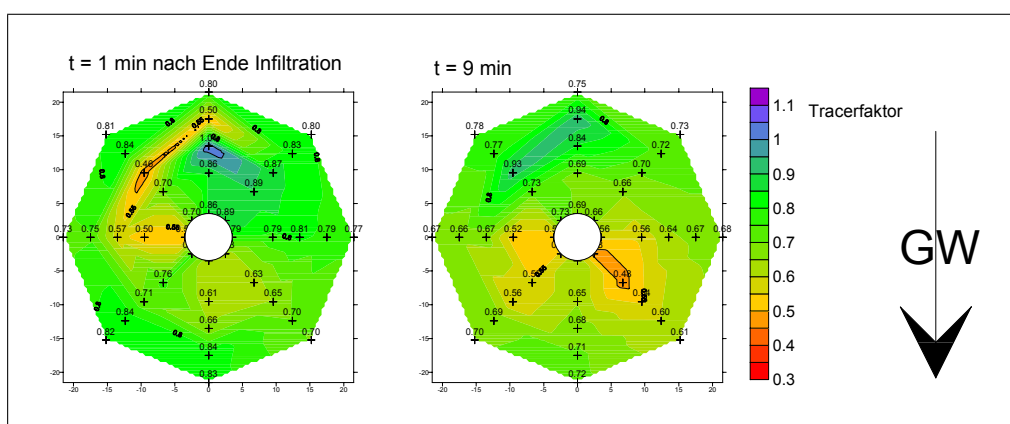
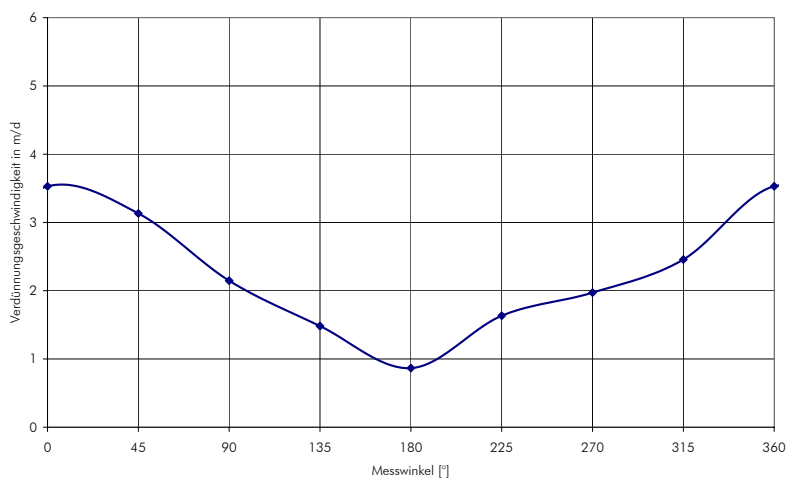


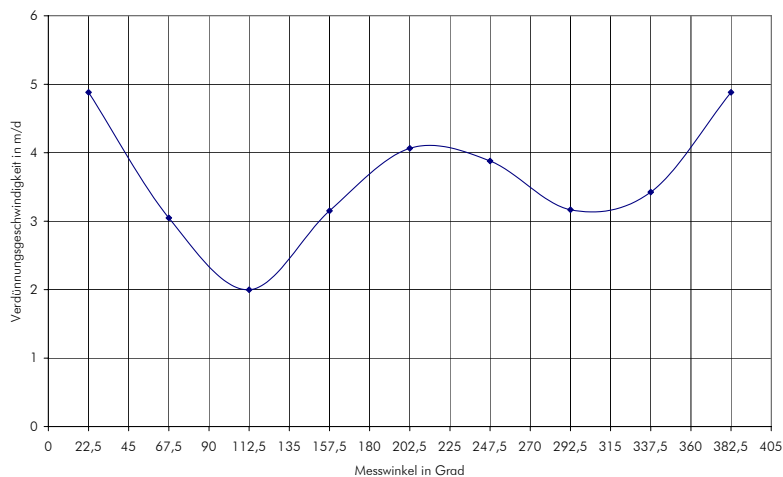
Abb. 7.8: Messergebnisse bei der Verwendung von Salzwasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer

Vergleichende Untersuchungen zur Anwendbarkeit eines Leitfähigkeits- und eines Temperaturtracers

Mit den Untersuchungen sollte die Nachweisbarkeit eines thermohalinen Tracers gezeigt werden. Das Ziel bestand insbesondere darin, mit Temperaturdifferenzen im Bereich von etwa $\Delta T = 1\text{K}$ zu arbeiten. Dazu erfolgten zeitlich parallel sowohl die Messungen der elektrischen Potenzialdifferenz als auch der Temperatur. Die Abbildungen 7.9(a) und 7.9(b) zeigen die Teilergebnisse einer Versuchsreihe, bei der durch Drehung der Sonde 4 jeweils um 90° versetzte Teilmessungen durchgeführt wurden. Die Berechnung der Verdünnungsgeschwindigkeiten erfolgte mit der Gl. (4.46) (Kap. 4.7.1) aus den richtungsspezifischen Messwerten der Potenzialdifferenz und der Temperatur.



(a)



(b)

Abb. 7.9: Verdünnungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Messwinkels aus den Messdaten der Potenzialdifferenz (a) und der Temperatur (b)

Beide Kurven besitzen ihr Maximum bei 0° und 360° , welches durch den Grundwasserzustrom

aus dieser Richtung hervorgerufen wird. Das zweite Maximum in der Kurve aus den Temperaturdaten ist auf einen Messfehler zurückzuführen. Der theoretisch sinusförmige Verlauf ist jedoch aus beiden Messverfahren zu erkennen. Der Unterschied im Betrag der Verdünnungsgeschwindigkeit zwischen beiden Diagrammen wird durch die unterschiedlichen Messverfahren hervorgerufen. Hauptsächlich weisen beide Auswertungen eine für die praktische Anwendung ausreichende Übereinstimmung in der Genauigkeit der Richtungsbestimmung und der Bestimmung der Verdünnungsgeschwindigkeit auf.

Einfluss der Filterschlitzze

Wie bereits im Kap. 5.3 erwähnt, kann aus den Messdaten der Potenzialdifferenzen die Anordnung der Filterschlitzze im Filterbereich der Messstelle bestimmt werden. Das soll im Folgenden am Beispiel einer Messreihe im Prüfstand erläutert werden. Mit der Testsonde wurden hierfür 16 Messungen ohne Tracer durchgeführt, wobei die Sonde vor jeder Messung um einen Winkel von $22,5^\circ$ im Uhrzeigersinn weitergedreht wurde. Für jede Messrichtung ergibt sich damit eine über die 4 Konfigurationen gemittelte Potenzialdifferenz. In der Abb. 7.11 ist das Ergebnis der winkelabhängigen Messwertverteilung dargestellt. Die Abb. 7.10 zeigt schematisch die Anordnung der Filterschlitzze im Prüfstand. Als Bezug ist in beiden Abbildungen die Nordrichtung gewählt.

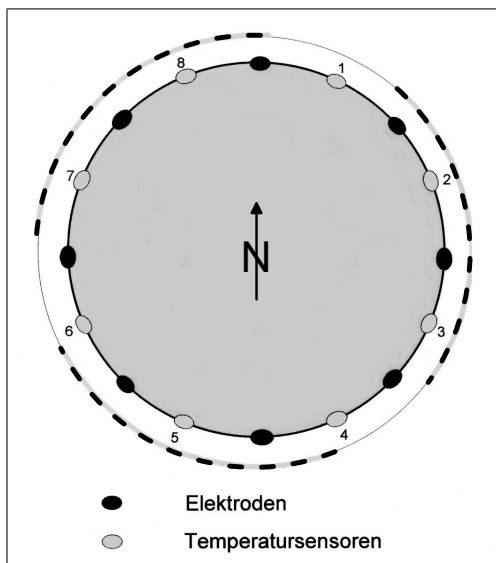


Abb. 7.10: Verteilung der Filterschlitzze des Filterrohres im Prüfstand mit der nach Nord ausgerichteten Sonde

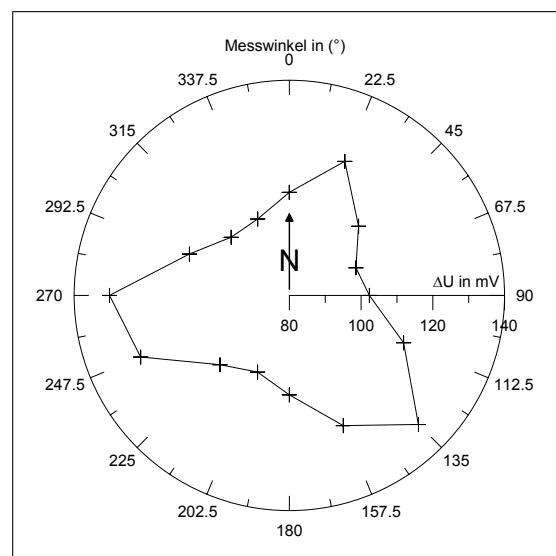


Abb. 7.11: Verteilung der Potenzialdifferenzen in Folge der Filterschlitzze im Prüfstand

Die hohe Richtungsübereinstimmung der geschlossenen Bereiche am Filterrohr im linken Bild mit den Bereichen hoher Potenzialdifferenzen im rechten Bild zeigt die Genauigkeit des Messverfahrens gegenüber dem Einfluss der Schlitzverteilung. Da die Sonde während einer Messung durch die Packer im Filterrohr fixiert wird, ist damit der elektrische Einfluss der Filterschlitzze

immer konstant. Mit der Normierung der Messdaten im Zuge der Auswertung auf die Werte der Nullmessungen wird der elektrische Einfluss auf das Messergebnis eliminiert. Bei den Temperaturmesswerten ist hingegen diese Vorgehensweise nicht möglich. Der Einfluss auf das Ergebnis bleibt bestehen, ist aber erheblich geringer als bei den geoelektrischen Messwerten.

Experimentelle Bestimmung des Korrekturfaktors α und der Genauigkeit des Messsystems

Die mit der entwickelten Messsonde gewonnenen Daten werden sowohl durch die Sonde selbst als auch durch die genutzten Messverfahren beeinflusst. So resultieren die geoelektrischen Messdaten aus der Leitfähigkeitsveränderung im Tracerringraum und dem Bereich der umgebenden Ringraumschüttung. Die Temperaturmessdaten werden von der Sonde auf Grund der unzureichenden thermischen Abkopplung der Sensoren vom Sondenkörper beeinflusst. Aus diesen Gründen kann der am Anfang des Kapitels auf theoretischem Wege für den Prüfstand bestimmte Korrekturfaktor nicht explizit für die Auswertung der Messungen genutzt werden. Statt dessen erfolgte die Bestimmung von α in Abhängigkeit des Messverfahrens und der Filtergeschwindigkeit für die Prüfstandsmessungen. Als Datengrundlage dienten die geoelektrischen Messdaten aus 36 Versuchen und die Temperaturmessdaten aus 26 Versuchen. Der Abb. 7.12(a) und der Abb. 7.12(b) sind die Ergebnisse zu entnehmen, die Tab. 7.2 enthält die daraus berechneten Mittelwerte.

Tab. 7.2: Mittelwerte von α in Abhängigkeit des Messverfahrens und der Filtergeschwindigkeit

Filtergeschwindigkeit [m/d]	α_{Elek}	α_{Temp}
0,8	4,8	5,7
1,0	3,7	4,5

Die Auswertung der Prüfstandsmessungen bezüglich der **Richtungsgenauigkeit** zeigt ähnliche Ergebnisse für beide Messverfahren. Für die 36 genutzten geoelektrischen Messungen ergibt sich eine Standardabweichung von 58° , für die Temperaturmessungen beträgt die Standardabweichung 50° .

Die konstanten Versuchbedingungen im Prüfstand bildeten die Basis für die Wiederholungsmessungen. Trotzdem ist eine Schwankungsbreite der Messergebnisse zu verzeichnen, die sich sowohl im Wertebereich der experimentell bestimmten Korrekturfaktoren als auch in der Genauigkeit der Richtungsbestimmung zeigt. Die Werte für α liegen sowohl für die geoelektrischen Messungen als auch für die Temperaturmessungen in ähnlicher Größenordnung, zeigen jedoch eine Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit. Die Richtungsgenauigkeit erreicht nicht den ursprünglich angestrebten Bereich, ist aber für die meisten Anwendungsfälle ausreichend.

Die Ursache der Messfehler soll noch einmal an Hand eines Messbeispiels erläutert werden, bei dem die Grundwasserströmungsrichtung bezüglich der Sonde von Nord (0°) nach Süd (180°) verläuft. Für die geoelektrischen Messungen an der Testsonde wurde die von der Geo Sys GmbH

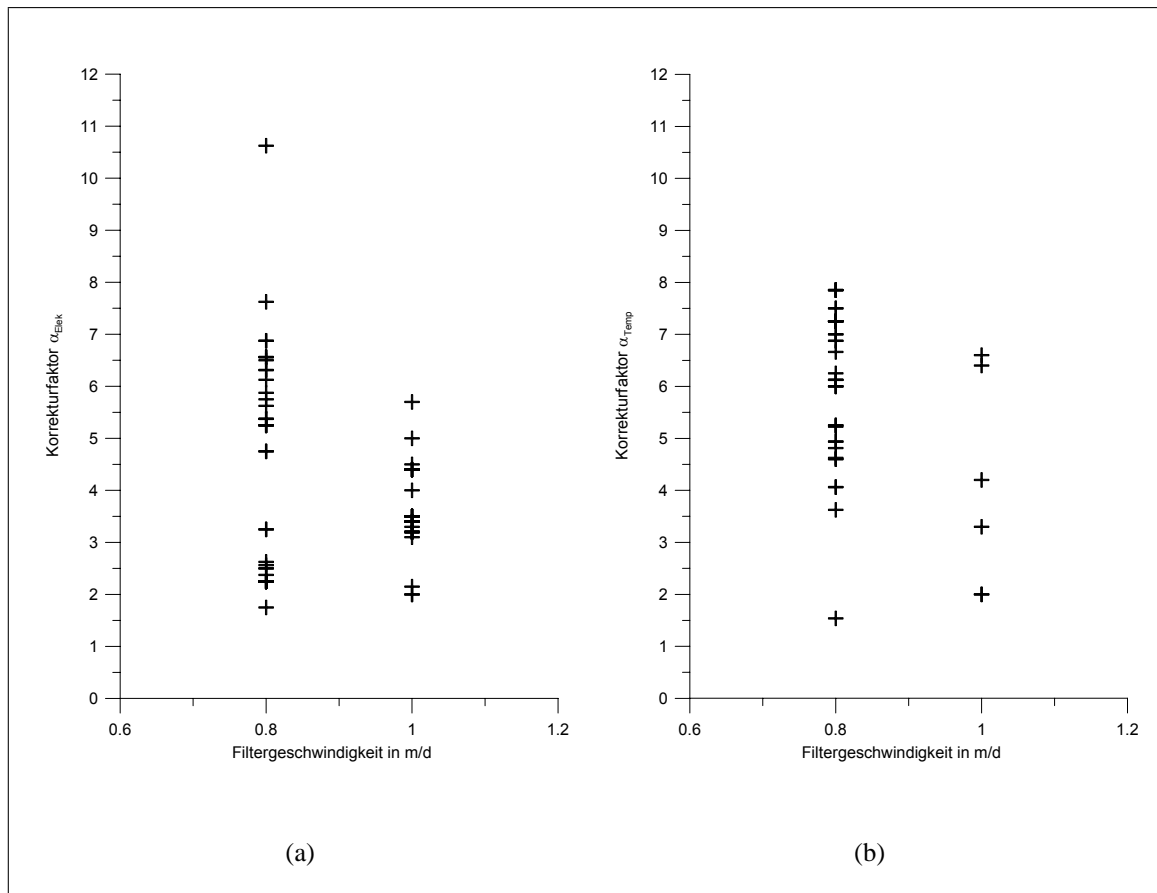


Abb. 7.12: Geschwindigkeitskorrekturfaktor α für die Auswertung der elektrischen Potenzialdifferenzen (a) und der Temperaturdaten (b)

Leipzig hergestellte Apparatur GMS 150s genutzt. Für die mit einem Elektrodenkonfigurationsfile automatisch gesteuerten Messungen aller 32 Elektrodenkonfigurationen war eine Zeit von 5 min notwendig. Erst danach konnte eine neue Messung gestartet werden. Für die Auswertung und Darstellung der Messwerte erfolgte die Zuordnung der Daten jeweils auf den Startzeitpunkt der Messung. Die zeitliche Veränderung innerhalb des Zeitraumes von 5 min konnte demzufolge nicht berücksichtigt werden. Die Abb. 7.13 zeigt die Zeitabhängigkeit der Messwerte. Für die Darstellung wurde der Mittelwert aus den Daten der 4 Konfigurationen pro Messrichtung ermittelt. Die Werte zum Zeitpunkt $t = -300$ s geben die Daten der Nullmessungen vor dem Tracervorgang wieder. Bis zum Zeitpunkt $t = 0$ s erfolgte der Tracerringraumaustausch, anschließend wurde die erste Tracermessung gestartet. Die nächsten Messungen erfolgten immer nach jeweils 300 s. Aus dem Verlauf der Kurven ist erkennbar, dass das nach dem Ende des Tracervorganges bei $t = 0$ s erwartete Messwertmaximum nicht zuverlässig eintritt. Teilweise wird das Maximum nach $t = 300$ s nach dem Ende des Tracervorganges erreicht, die Anstromrichtung (0°) reagiert weiterhin verzögert. Da aber gerade die Messwerte der Anstromrichtung für die Bestimmung der Verdünnungsgeschwindigkeit herangezogen werden, ist in diesem Falle eine diesbezügliche Auswertung nicht möglich. Auf Grund des verzögerten Erreichens des Messwertmaximums wurden die Werte zum Zeitpunkt

$t = 300$ s als Startwert zur Auswertung des Abklingvorganges genutzt. Aus der Darstellung des zeit- und richtungsabhängigen Tracerfaktors in einem Polardiagramm (vgl. Abb. 7.14) läßt sich die Richtung des Grundwasserstromes bestimmen, hingegen lassen sich aus dem winkelabhängigen Geschwindigkeitsdiagramm (vgl. Anlage G) keine eindeutig gesicherten Aussagen treffen.

Dieses Messbeispiel zeigt die Problematik der Messdatenerfassung und -auswertung. Auf Grund der großen Zeitdifferenz zwischen den einzelnen Tracermessungen traten bei der Messwerterfassung Unterschiede und Fehler auf, die nicht quantifizierbar sind. Zahlreichen erfolgreiche Prüfstandsmessungen zeigten jedoch tendenziell, dass das Messprinzip praxistauglich ist.

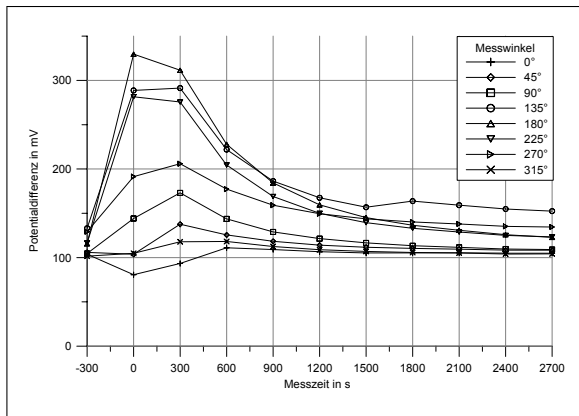


Abb. 7.13: Richtungsspezifische Mittelwerte der Potentialdifferenz in Abhängigkeit von der Zeit vor und nach einem Tracervorgang mit deionisiertem Wasser

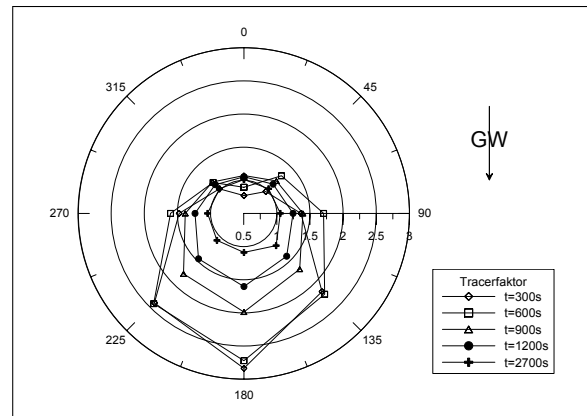


Abb. 7.14: zeitabhängige radiale Verteilung des Tracerfaktors

7.1.3 VEGAS Modellaquifer „Schichtmodell“

Hintergrund und Zielstellung

Der Modellaquifer befindet sich in einem Teil des Großbehälters der VEGAS-Versuchsanlage mit den Abmessungen $L \times B \times H$ 8,96 m x 6,04 m x 4,50 m. Der Behälterteil ist entsprechend der Vertikalschnittdarstellung in Abb. 7.15 mit Sanden unterschiedlicher hydraulischer Durchlässigkeit gefüllt und wird in Richtung des Schichtgefälles durchströmt. Die Triebkraft der Grundwasserströmung resultiert aus einer Wasserspiegeldifferenz zwischen der Zulauf- und Ablaufseite. In einem Abstand von etwa 2,3 m von der Ablaufseite wurde für die Messungen eine 3"-Messstelle aus PVC-Filterrohr eingebaut, die den Behälter in seiner Mächtigkeit durchteufte. Auf Grund der Einbautechnologie mußte auf eine Ringraumschüttung verzichtet werden. Wie erst während der Messungen festgestellt wurde, ist beim Bau der Messstelle entgegen der ursprünglichen Planung im Teufenbereich des Grobsandes ein Meterstück Vollrohr eingebaut worden. Dies hatte zur Folge, dass in diesem gut durchströmten Bereich keine Messungen durchgeführt werden konnten.

Bei einem Durchfluss von etwa 924 l/h durch den Modellaquifer stellte sich ein hydraulischer Gradient von 0,0124 m/m ein. Für die eingebauten Sande konnten damit die in der Tab. 7.3 angegebenen Filtergeschwindigkeiten theoretisch berechnet werden. Die Bestimmung der sich aus dem Ausbau der Messstelle ergebenden α -Werte erfolgte, wie für den DGFZ-Prüfstand, unter Nutzung der Gl. (4.17). Die Werte für die einzelnen Sandschichten sind ebenfalls in der Tabelle enthalten.

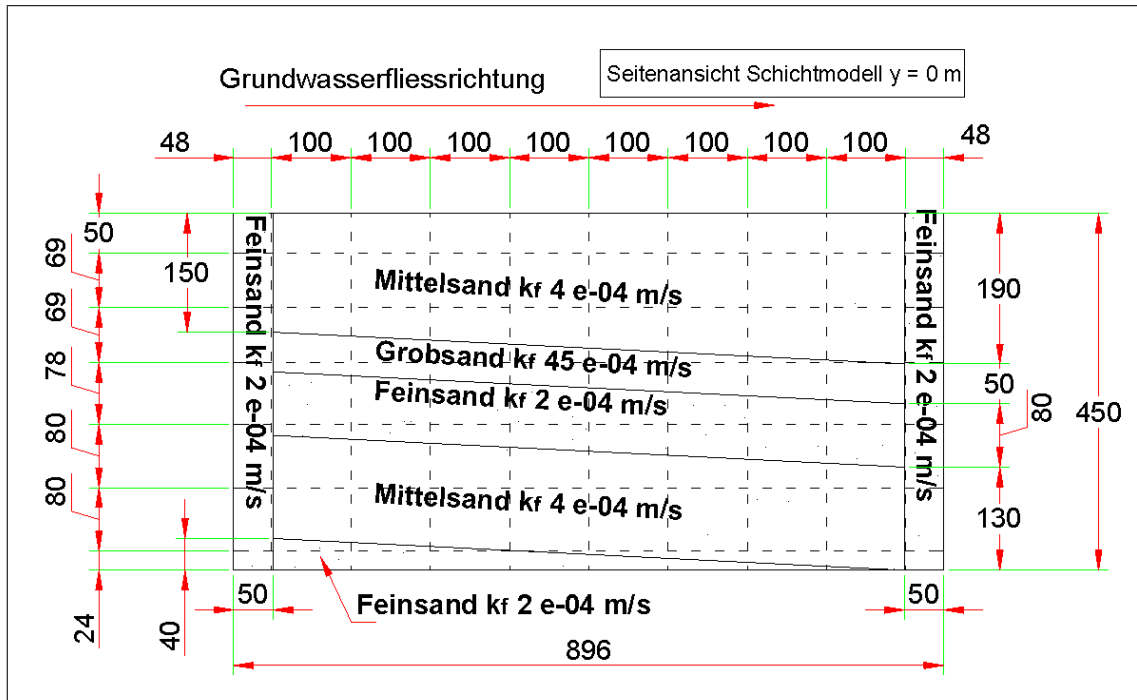


Abb. 7.15: Vertikalschnitt des VEGAS Modellaquifers „Schichtmodell“ (Zeichnung von O. Trötschler)

Tab. 7.3: Filtergeschwindigkeiten und Korrekturfaktoren α für die Sande des Schichtmodells

Sand	k_f [m/s]	v_f [m/d] aus hydr. Gefälle	α aus Gl. (4.17)	v_g [m/d] resultierend
Feinsand	2e-4	0,21	2,22	0,47
Mittelsand	4e-4	0,43	2,20	0,95
Grobsand	4,5e-3	4,8	1,84	8,8

Messungen und Ergebnisse

Zur Überprüfung des vertikalen Geschwindigkeitsprofils im Modellaquifer wurde ein Fluid-Logging durchgeführt. Die resultierende Geschwindigkeitskurve ist in der Abb. 7.16 dargestellt. Zusätzlich sind der Ausbau der Messstelle und die 3 verschiedenen Messteufen angegeben, in denen Strömungsmessungen durchgeführt wurden. Daraus ergeben sich folgende Werte der Verdünnungsgeschwindigkeit: $v_g \approx 1$ m/d in der Messebene 1 und 2 sowie $v_g \approx 0,9$ m/d in der Messebene 3. Für die Messebenen 1 und 3 im Mittelsand stimmen damit die experimentell bestimmten Verdünnungsgeschwindigkeiten mit der aus der theoretischen Berechnung in Tab. 7.3

gut überein. Die verhältnismäßig hohe Verdünnungsgeschwindigkeit im Bereich der Messebene 2, in der sich nach der Abb. 7.15 Feinsand befindet, ist nicht eindeutig erklärbar. Eine Ursache könnte möglicherweise der Strömungseinfluss des Vollrohrabschnittes sein, welches sich direkt darüber befindet.

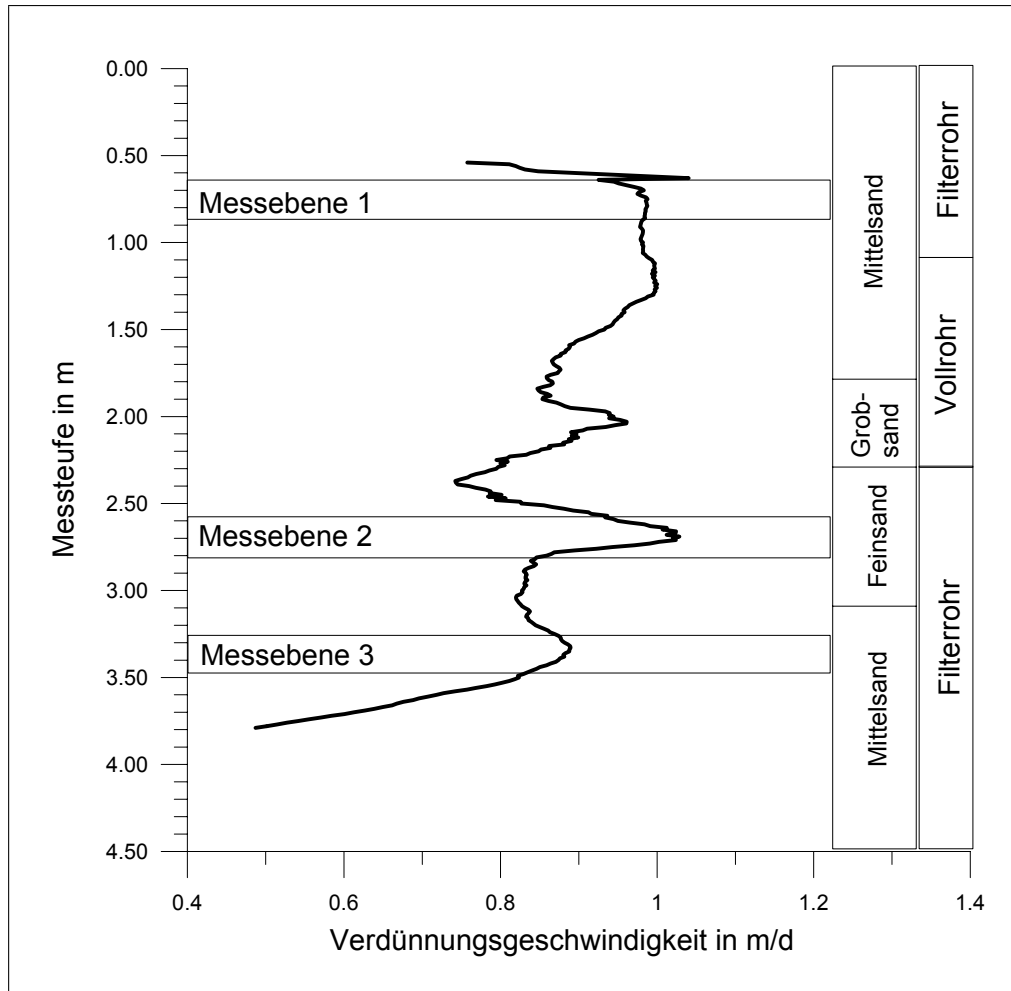


Abb. 7.16: Vertikalprofil der Verdünnungsgeschwindigkeit im Schichtmodell als Ergebnis des Fluid-Loggings

Insgesamt erfolgten 17 Grundwasserströmungsmessungen in verschiedenen Messteufen, wobei immer deionisiertes Wasser als Tracer verwendet wurde.

Entgegen den Erwartungen und bisherigen Erfahrungen bei der Nutzung von deionisiertem Wasser war eine Abnahme der Messwerte während des Tracervorganges zu verzeichnen. Als Ursache muss hierfür die Sensitivität der speziellen Dipol-Dipol-Elektrodenanordnung betrachtet werden (vgl. Kap. 5.11). Es ist zu vermuten, dass es durch den negativen Sensitivitätsbereich, in dem sich die Tracerwolke befindet, zu einer Umkehr des Messeffektes kommt. Durch die fehlende Ringraumschüttung wird außerdem die normalerweise übliche räumliche Ausbreitung des Tracers beeinflusst. Die Messungen des Temperaturverlaufes konnten nicht genutzt werden, da der thermische Einfluss des Sondenkörpers auf die Sensoren zu groß war.

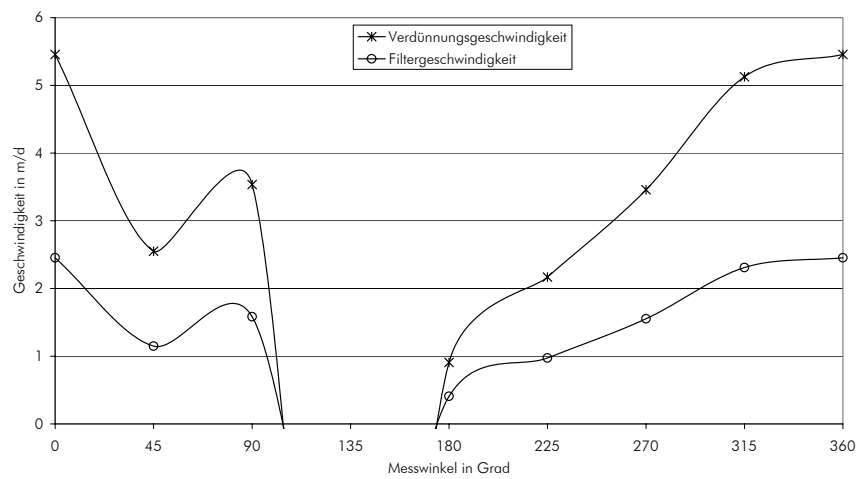
An drei Messbeispielen aus den 3 Messteufen sollen die Ergebnisse und Probleme erläutert werden. Die Abb. 7.17(a), 7.17(b) und 7.17(c) enthalten für die drei Messbeispiele jeweils die radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit und der Filtergeschwindigkeit, entsprechend den Korrekturfaktoren aus Tab. 7.3. Bei der Bestimmung der Verdünnungsgeschwindigkeit wurde der Einfluss der Messsonde mit dem Faktor β berücksichtigt (vgl. Kap. 4.2).

Das Ergebnis aus der **Messebene 1** ist in der Abb. 7.17(a) dargestellt. Das Maximum der Filtergeschwindigkeit, und damit die Anstromrichtung, liegt bei 0° bzw. 360° . Dies stimmt mit der Ausrichtung der Sonde bezüglich des Strömungsfeldes im Modellaquifer überein. Der Betrag der Verdünnungsgeschwindigkeit im Anstrom liegt um einen Faktor 4,5 höher als der Wert aus dem Fluid-Logging und den Berechnungen.

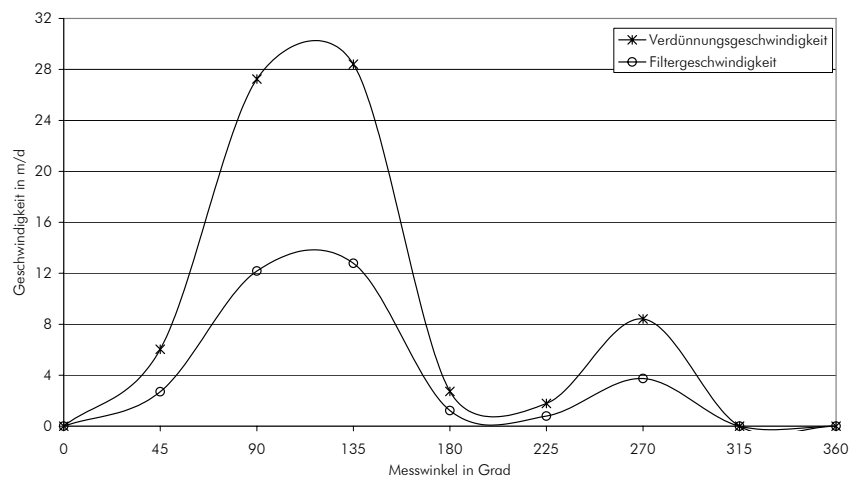
Das Ergebnis aus der **Messebene 2** ist in der Abb. 7.17(b) dargestellt. Das Maximum der Filtergeschwindigkeit, und damit die gemessene Anstromrichtung, liegt bei etwa 115° , während entsprechend der Ausrichtung der Sonde der Anstrom aus 90° erwartet wurde. Der Betrag der Verdünnungsgeschwindigkeit im Anstrom liegt um einen Faktor 28 höher als der Wert aus dem Fluid-Logging und den Berechnungen.

Das Ergebnis aus der **Messebene 3** ist in der Abb. 7.17(c) dargestellt. Das Maximum der Filtergeschwindigkeit, und damit die gemessene Anstromrichtung, liegt bei etwa 65° , während entsprechend der Ausrichtung der Sonde der Anstrom aus 90° erwartet wurde. Der Betrag der Verdünnungsgeschwindigkeit im Anstrom liegt um einen Faktor 22 höher als der Wert aus dem Fluid-Logging und den Berechnungen.

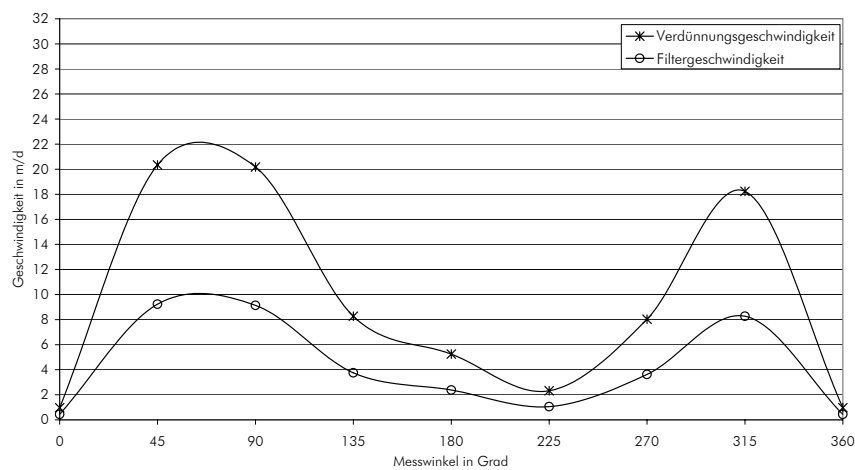
Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem Prototyp der Messsonde die Bestimmung der Grundwasserströmungsrichtung im VEGAS Modellaquifer weitgehend zuverlässig möglich war. Genaue Aussagen zur Filtergeschwindigkeit aus den Messungen waren nur eingeschränkt möglich. Als Ursache für die teilweise erheblichen Unterschiede bei den berechneten Geschwindigkeiten muss das Fehlen einer Ringraumschüttung in Betracht gezogen werden. Wie bereits oben erwähnt, kam es zur Umkehr des Messeffektes (Absinken der gemessenen elektrischen Potenzialdifferenzen) in Folge des Tracervorganges. Mögliche elektrische und chemische Wechselwirkungen zwischen der mit dem deionisierten Wasser erzeugten Leitfähigkeitsanomalie und der Matrix des Aquifer können nicht ausgeschlossen werden.



(a) Messteufe 1, Grundwasserzustrom aus 0°



(b) Messteufe 2, Grundwasserzustrom aus 90°



(c) Messteufe 3, Grundwasserzustrom aus 90°

Abb. 7.17: Radiale Geschwindigkeitsverteilung um die Sonde in Abhängigkeit des Messwinkels

7.2 Feldtests

7.2.1 Überblick

Mit der Testsonde erfolgten bereits einzelne Feldtests. Jedoch wurde erst mit dem Vorliegen eines Prototyps in Form einer Bohrlochsonde die Durchführung einer Vielzahl von Feldtests ermöglicht. Die vier Testgebiete in Heidenreichstein (Österreich), Dresden, Lengenfeld und Zwickau weisen unterschiedliche geohydraulische Bedingungen auf, sodass die Einsatzfähigkeit des Messsystems unter unterschiedlichen Randbedingungen untersucht werden konnte. In den folgenden Abschnitten wird näher auf die einzelnen Gebiete und die jeweils vorgenommenen Messungen eingegangen. Die Ziele der Felderprobung bestanden vor allem in der:

- Überprüfung der Praxistauglichkeit und der Aufdeckung technischer Probleme
- Untersuchung der Zuverlässigkeit der Technik
- Weiterentwicklung des Prototyps zu einem markttauglichen Produkt

7.2.2 Testgebiet 1: Heidenreichstein (Österreich)

Hintergrund und Zielstellung

Durch die Zusammenarbeit mit dem Projektpartner Joanneum Research in Leoben (Österreich) wurde die Möglichkeit eröffnet, Feldtests in Heidenreichstein (Niederösterreich, Elbeeinzugsgebiet) durchzuführen. Die drei genutzten Messstellen befinden sich geologisch in der Verwitterungsschicht über dem Festgestein (Sande und Kiese über Granit). Sie sind sie mit PVC-Rohr ausgebaut, wobei zwei Messstellen (BL1, BL2) einen Durchmesser von DN 115 und eine Messstelle (BL8) einen Durchmesser von DN 125 aufweisen. Die Abb. 7.19 enthält einen Ausschnitt des Grundwassergleichenplanes mit der Lage der Messstellen. Der Brunnen SB1 auf dem Untersuchungsgelände dient der Wassergewinnung, wodurch eine erhebliche Beeinflussung des Grundwasserregimes hervorgerufen wird. Im südlichen Bereich zwischen den Messstellen und dem Fließgewässer basieren die Hydroisohypsen auf der Extrapolation der Wasserstandsdaten aus den Messstellen und müssen daher kritisch bezüglich der Ableitung der Grundwasserfließrichtung betrachtet werden.

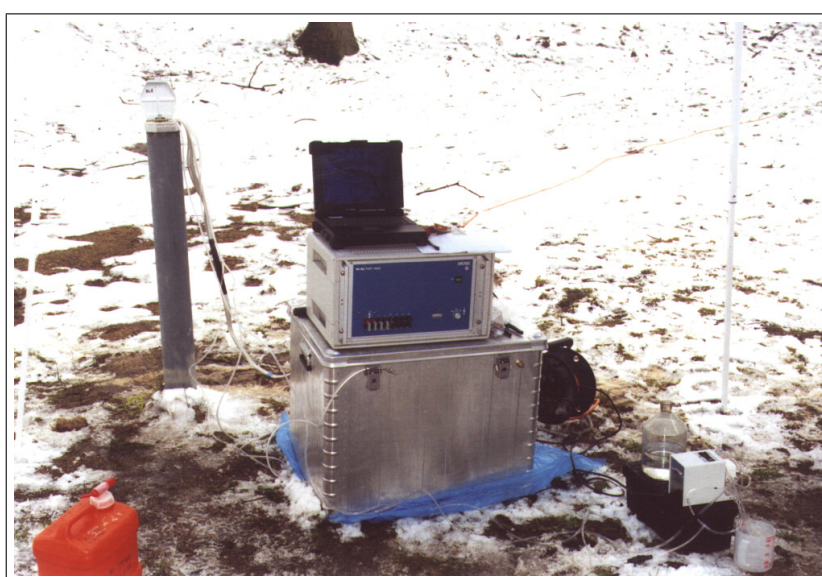
Messungen und Ergebnisse

Als Tracerflüssigkeit wurde für alle Messungen deionisiertes Wasser verwendet. Das Ziel der Durchführung eines volumenkonstanten Tracerringraumaustausch konnte nicht erreicht werden, weil einerseits die Schlauchverbindungen bei den niedrigen Temperaturen undicht geworden waren und andererseits die Pumpleistung der verwendeten Schlauchpumpe nicht ausreichte.

Die Abb. 7.18 zeigt die vor der Messstelle BL1 aufgebaute Apparatur. Die in den Messstellen bestimmten Grundwasserfließrichtungen sind in der Abb. 7.19 mit Richtungspfeilen gekennzeichnet.

Tab. 7.4: Auszug aus dem Messprotokoll Heidenreichstein

Datum	22.03.2001
LF Grundwasser	350 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Tracer	deionisiertes Wasser
Tracermenge	BL1(in/out) = 500/0 ml
	BL2(in/out) = 500/260 ml
	BL8(in/out) = 500/380 ml
Messteufe	BL1: 7,45 m u POK
	BL2: 4,45 m u POK
	BL8: 4,24 m u POK

**Abb. 7.18:** Messstelle BL1 mit aufgebauter Messeinrichtung, bestehend aus Geoelektrikapparatur GMS150s, Feldlaptop und Tracerpumpe (vorn rechts)

Die Ergebnisse der einzelnen Messungen sind der Anlage H in Form von zeitabhängigen Darstellungen der Verteilung des Tracerfaktors zu entnehmen und werden im folgenden erläutert. In der Messstelle **BL1** wurde eine GW-Fließrichtung nach NW bis NNW aus der Lage des Maximums des Tracerfaktors bestimmt. Bei der 3. Teilmessung kam es durch ein offensichtlich schadhafte Filterrohr zur Zerstörung des oberen Packers an der Sonde.

Die Ergebnisse aus der Messstelle **BL2** weisen auf eine nach S bis SSW gerichtete Grundwasserströmung. Die niedrigen Werte in Westrichtung sind möglicherweise auf Inhomogenitäten im Filterbereich zurückzuführen.

In der Messstelle **BL8** wurde eine nach NW gerichtete Grundwasserströmung nachgewiesen. Diese Aussage wird jedoch durch den vorliegenden Grundwassergleichenplan nicht gestützt, der in diesem Randbereich keine gesicherte Datengrundlage aufweist. Als Ursache für die gemessene

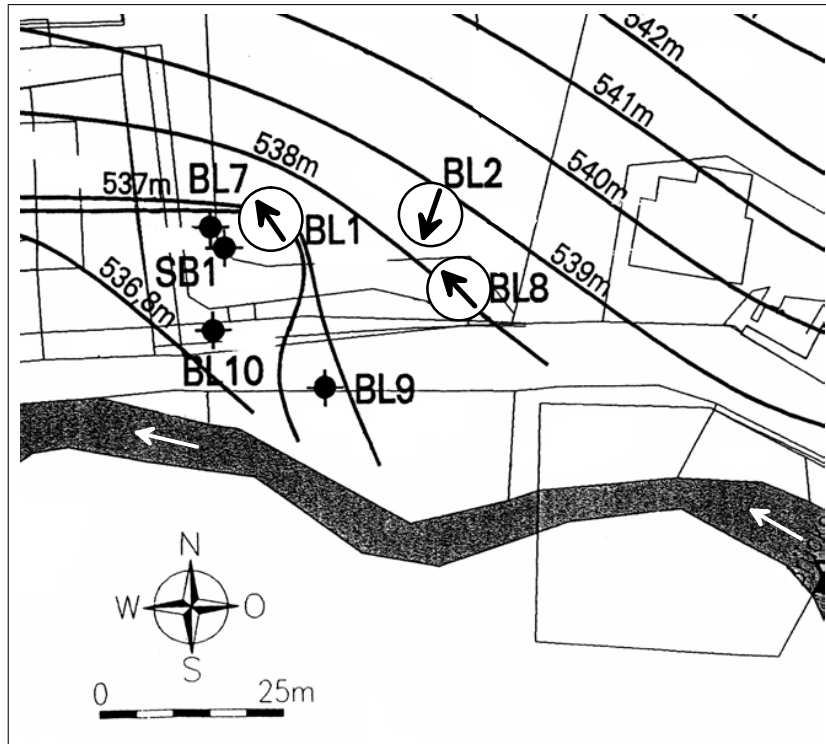


Abb. 7.19: Ausschnitt aus dem Grundwassergleichenplan mit Angabe der gemessenen Grundwasserfließrichtungen in den Messstellen BL1, BL2 und BL8

Grundwasserfließrichtung wird der Einfluss des Brunnens SB1 betrachtet.

7.2.3 Testgebiet 2: Dresden

Hintergrund und Zielstellung

Auf dem Gelände des DGFZ e.V. befinden sich die beiden Forschungsbohrungen LGB1 und LGB2. Die beiden Bohrungen wurden 1999 im Rahmen des durch das BMBF geförderten Projektes „Grundwassertechnikum Dresden“ niedergebracht. Aus der Abb. 7.20 ist die geologische Einordnung der Bohrung LGB1 bezüglich der am Südrand von Dresden anzutreffenden Schichtung zu entnehmen. Die Abb. 7.21 zeigt den Ausbau der beiden Bohrungen mit der Angabe des geologischen Profils. Beide Bohrungen besitzen eine unterschiedliche Endteufe; die Bohrung LGB1 besitzt eine Endteufe von 91 m u GOK und die Bohrung LGB2 besitzt eine Endteufe von 56 m u GOK. Beide wurden mit 3"-PVC-Rohr ausgebaut. Die Filterbereiche in der LGB1 befinden sich in den Teufenbereichen von 45 bis 50 m, von 69 bis 72 m und von 84 bis 89 m. In der LGB2 befindet sich der Filterbereich zwischen 46 und 51 m Teufe. Die durchgeführten Grundwasserfließrichtungsmessungen erfolgten in der LGB1 im oberen und unteren Filterbereich und in der LGB2. Aus hydrogeologischer Sicht handelt es sich hierbei um Kluftgrundwasserleiter.

Das Ziel der Messungen bestand in der erstmaligen Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Son-
denprototypen.

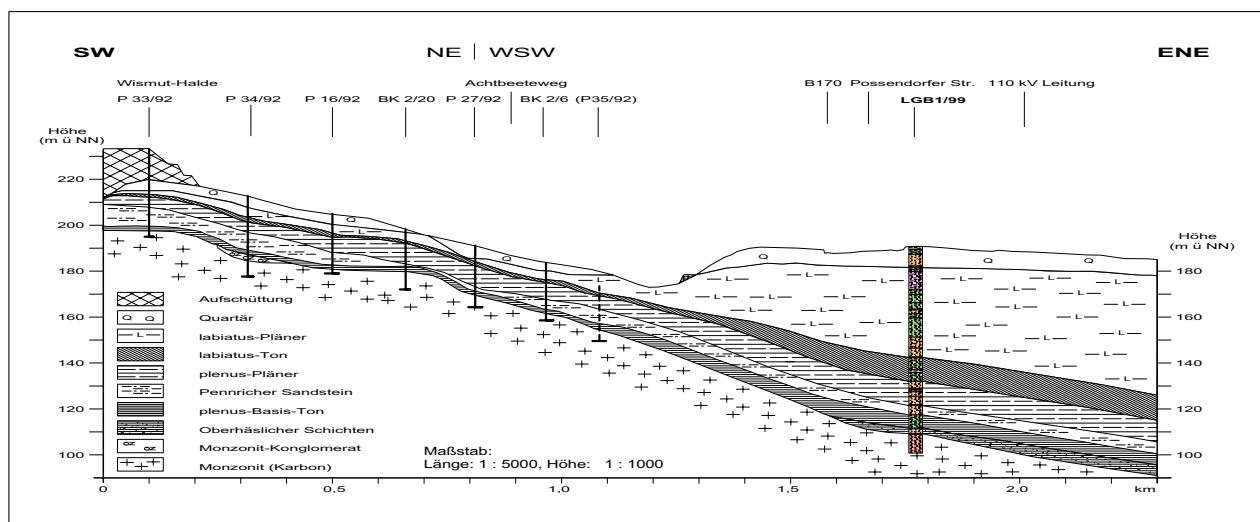


Abb. 7.20: Geologischer Schnitt am Südrand von Dresden mit Lage der LGB1

LGB1 - Messungen und Ergebnisse

Jeweils vor den Fließrichtungsmessungen wurden Logs von Temperatur und Leitfähigkeit in beiden Messstellen aufgenommen. Die Bohrlochmesskurven sind der Anlage I zu entnehmen.

Tab. 7.5: Auszug aus dem Messprotokoll LGB1

Datum	14.05.2003
Messteufe	46,5 m
Tracer	deionisiertes Wasser
Grundwasserleitfähigkeit in Messebene	1120 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Leitfähigkeit des Tracerrücklaufs	800 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Während der ersten Messung traten einige Probleme auf, z. B. funktionierte die Pumpe für den Ringraumtausch nur äußerst zögerlich und es bestand ein Problem mit dem Außendurchmesser der Packer bezüglich des Rohrdurchmessers. In Folge der komplizierten hydrogeologischen Situation, in welcher sich die beiden Forschungsbohrungen befinden und in Folge von instabilen Messwerten gestaltete sich die Auswertung schwierig. Der Anlage J, Abb. J.1 ist das Diagramm der radialen Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit zu entnehmen. Auf Grund der stark gestörten Messwerte wurden in diesem Fall zusätzlich zu den üblicherweise genutzten Richtungsmittelwerten einzelne Konfigurationen betrachtet (Konfiguration 1 und 3 - minimale und maximale Elektrodenabstände). Dies erleichtert im vorliegenden Fall die Bestimmung der Lage des Geschwindigkeitsmaximums. Legt man in das Diagramm eine gedachte Sinuskurve, so kann damit ein Grundwasserzustrom aus 135° abgeleitet werden. Das entspricht einer Grundwasserströmungsrichtung nach etwa Nordost (45°), in Bezug auf die Nordrichtung des Sondenkompasses. Auf Grund der erheblichen Messwertschwankungen wurde auf die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit verzichtet. Die Temperaturmessdaten konnten ebenfalls nicht genutzt werden, da der Temperatureinfluss

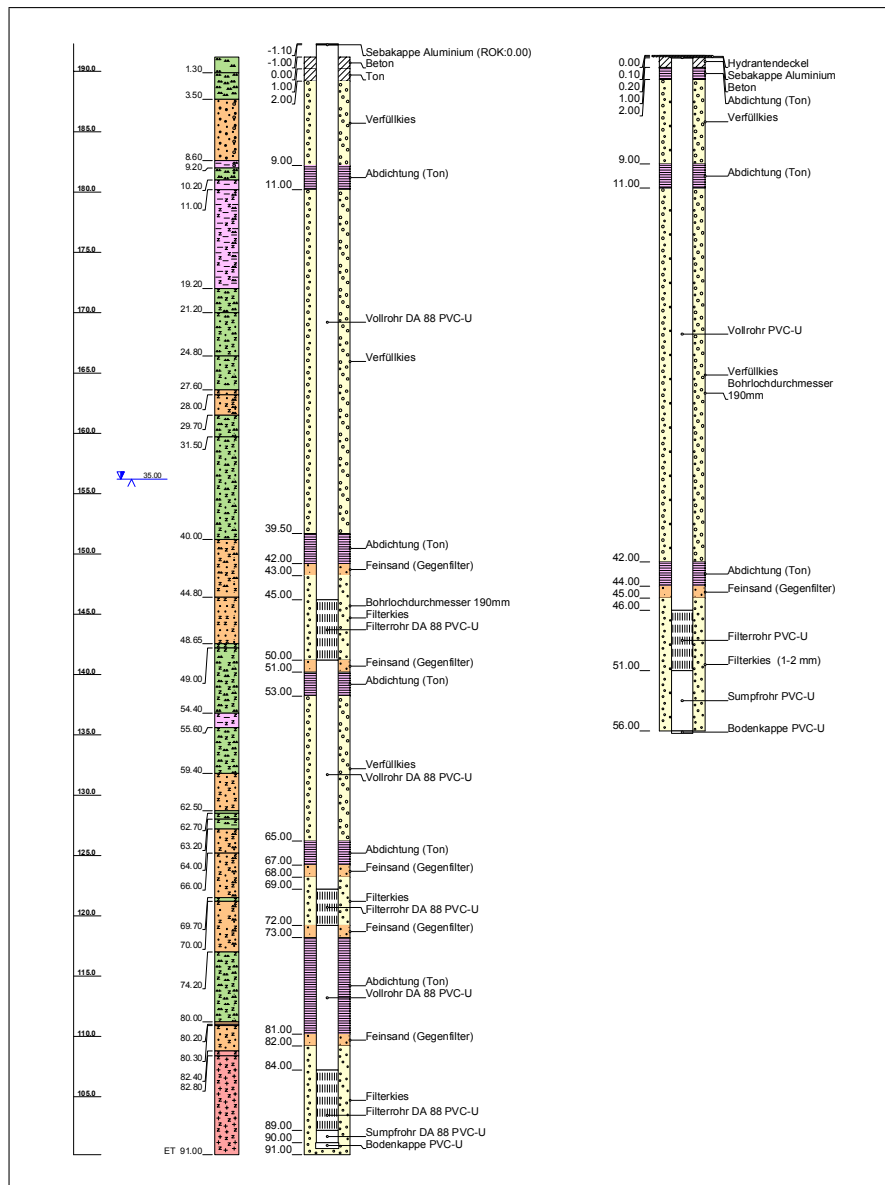


Abb. 7.21: Ausbau der Bohrungen LGB1 und LGB2

des Sondenkörpers noch zu hoch war.

LGB2

Das Ziel der Messung in der Forschungsbohrung LGB2 bestand neben dem Test des Messsystems in einem Vergleich der Grundwasserströmungsrichtungen zwischen beiden Messstellen. Auf Grund der im Teufenbereich des Filters vorliegenden Klüftung des Aquifers kann nicht von homogenen Strömungsverhältnissen ausgegangen werden. Die radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit ist in der Anlage J, Abb. J.2 dargestellt. Das Geschwindigkeitsmaximum liegt bei etwa 50° und ergibt in Bezug zur Nordrichtung des Sondenkompasses eine Grundwasserströmungsrichtung nach etwa Nord Nordwest (330°). Auf Grund der erheblichen Messwertschwankungen wurde auf die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit verzichtet.

Tab. 7.6: Auszug aus dem Messprotokoll LGB2

Datum	14.05.2003
Messteufe	47,5 m
Tracer	deionisiertes Wasser
Grundwasserleitfähigkeit in Messebene	640 $\mu S/cm$
Leitfähigkeit des Tracerrücklaufs	300 $\mu S/cm$

7.2.4 Testgebiet 3: Lengenfeld

Hintergrund und Zielstellung

In Zusammenarbeit mit dem Staatlichen Umweltfachamt Plauen wurden auf dem ehemaligen Gaswerksstandort in Lengenfeld Messungen zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit vorgenommen. Damit sollten die Sanierungsbestrebungen, insbesondere das Auffinden einer oder mehrerer möglicher Teergruben unterstützt, und die Ergebnisse bei der Entscheidung über die Errichtung neuer Grundwassermessstellen genutzt werden. Das Untersuchungsgebiet liegt am westlichen Rand der Göltzschaue in dem Bereich eines von Westen in die Talaue einmündenden Seitentales. Hydraulisch betrachtet ist damit eine Charakterisierung als Entlastungsgebiet möglich. Die Lage der Messstellen auf dem Gelände ist der Abb. 7.22 zu entnehmen. Die Messstellen verfügen über einen Durchmesser von 4 Zoll und sind mit HDPE-Verrohrung ausgebaut. Die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters wird mit einem k_f -Wert von $3,4 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ angegeben.

Die durchgeführten Messungen erfolgten sowohl mit der Testsonde als auch mit dem Sondenprototyp in allen drei Messstellen im gleichen Teufenbereich. Dadurch wurde ein direkter Vergleich der Messergebnisse beider Sonden ermöglicht.

29.08.2002 - Messungen mit der Testsonde

In den drei Grundwassermessstellen wurden jeweils 2 Messungen mit unterschiedlicher Sonden-Nord-Orientierung zur Überprüfung der Messergebnisse durchgeführt. Daraus ergaben sich folgende Ergebnisse: Die Messindikationen wiesen in den Messstellen 1 und 4 auf stagnierende Verhältnisse hin. Zusätzlich musste von einer Verockerung der Messstelle 4 ausgegangen werden, da entsprechende Rückstände auf dem Sondenkörper nach dem Herausholen erkennbar waren. Unter diesen Voraussetzungen lag damit außerdem eine eingeschränkte hydraulische Durchlässigkeit des Filterbereiches vor. In der GWM 2 konnte eine Grundwasserströmungsrichtung nach NNO bis NO aus dem Zeitverlauf der radialen Temperaturindikation nachgewiesen werden (vgl. Abb. 7.23, die Filtergeschwindigkeit wurde mit etwa 0,8 - 1 m/d bestimmt.

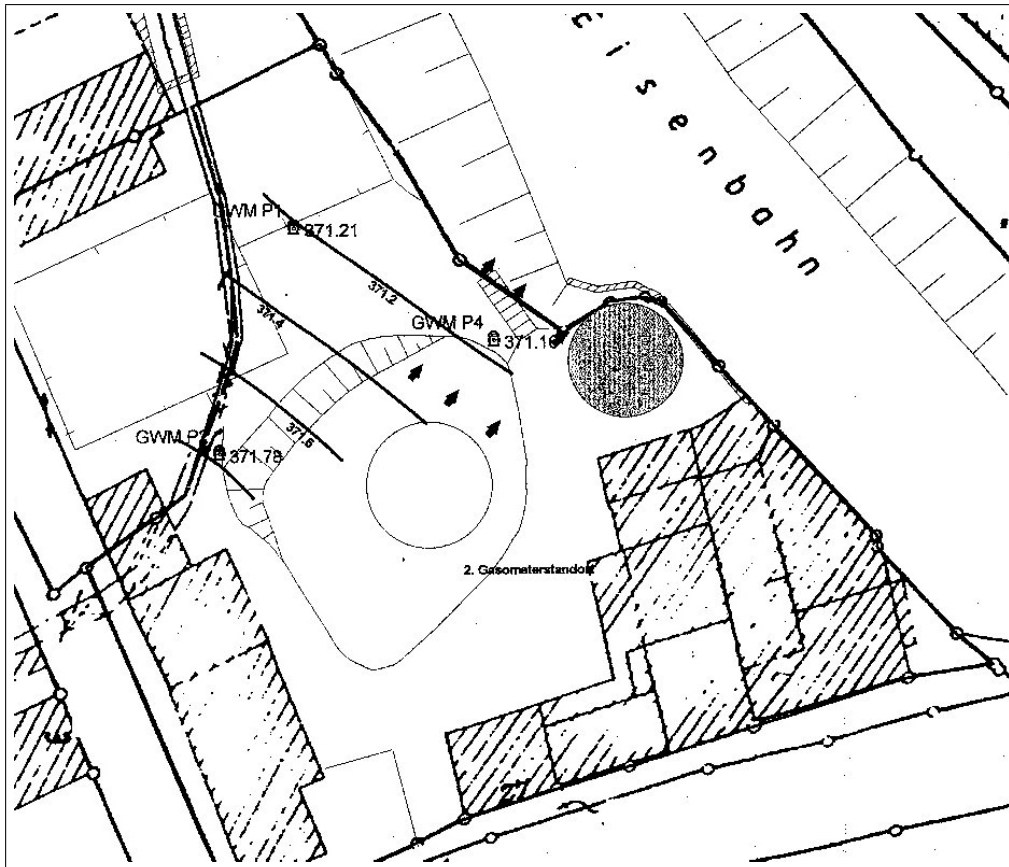


Abb. 7.22: Detailkarte des Untersuchungsgebietes mit der Lage der Messstellen

27.11.2002 - Messungen mit der Testsonde und dem Prototyp

Die Messungen wurden zur Überprüfung der am 29.08.2002 gewonnenen Ergebnisse durchgeführt. Die Abb. 7.24 zeigt für das Beispiel der Messstelle GWMP4 die zeitabhängige radiale Veränderung des Tracerfaktors im Ergebnis des Tracervorganges mit Salzwasser. Aus dem Zeitverhalten läßt sich eine nach Nord gerichtete Fließrichtung bestimmen. Prinzipiell zeigte sich, dass trotz höherer Grundwasserstände eine Strömungsrichtung in allen Grundwassermessstellen nach Nord bis Nordost und eine Fließgeschwindigkeit im Bereich von 0,8 - 1,1 m/d ermittelt werden konnte. In der Abb. 7.25 sind sowohl die, aus den Grundwasserständen resultierende, geneigte Grundwasseroberfläche als auch die in den einzelnen Messstellen ermittelten Fließrichtungen dargestellt. Aus dieser Zusammenstellung wird deutlich, dass die gemessenen Grundwasserfließrichtungen integral mit der aus dem geohydrologischen Dreieck abgeleiteten Fließrichtung übereinstimmen.

Die Messungen zeigten einen sehr starken Einfluss von Störungen aus dem öffentlichen Stromnetz. Durch die Nutzung eines Generators konnten diese Effekte etwas verringert werden. Außerdem war ein Einfluss des Zustandes der Packer auf die Messwerte zu erkennen. Offensichtlich spielt der Durchmesser bzw. die Andruckkraft und -fläche am Filterrohr eine Rolle.

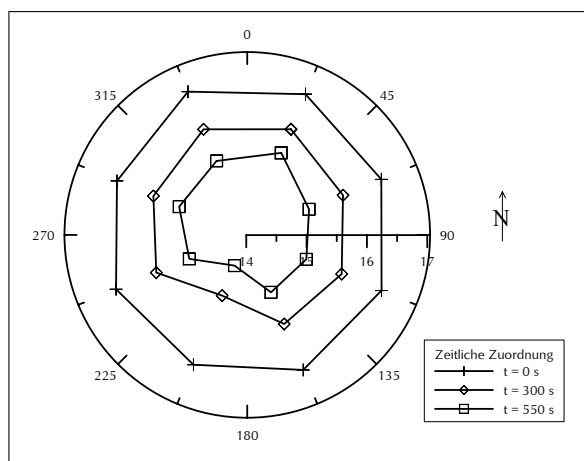


Abb. 7.23: 29.08.02, GWM2, zeitabhängige radiale Temperaturindikation

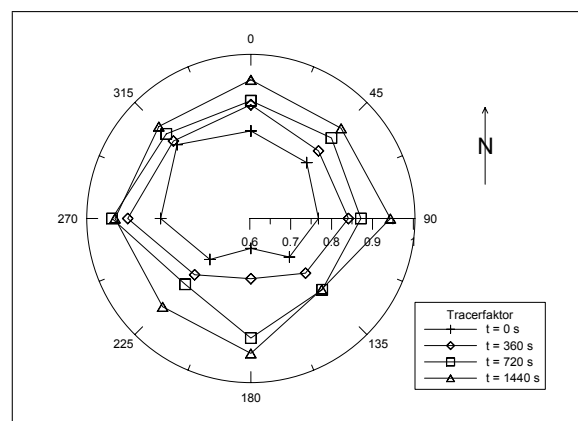


Abb. 7.24: 27.11.02, GWM4, zeitabhängige radiale Indikation des Tracerfaktors aus den Widerstandsmessdaten

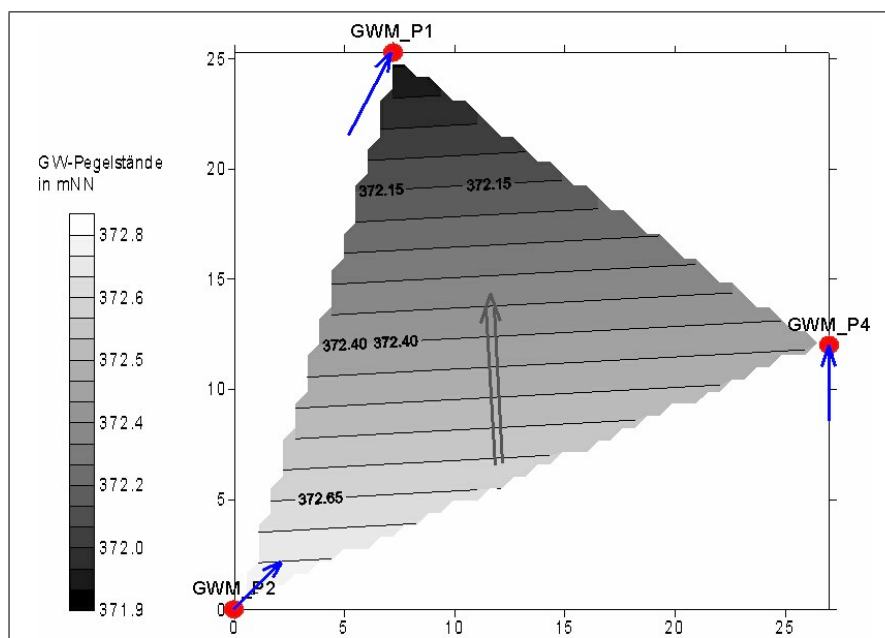


Abb. 7.25: Ableitung der allgemeinen Grundwasserfließrichtung aus der Neigung der Grundwasseroberfläche und Angabe der in den einzelnen Messstellen ermittelten Fließrichtungen

7.2.5 Testgebiet 4: Zwickau

Hintergrund und Zielstellung

In Zusammenarbeit mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie wurden in den Jahren 2003 und 2004 zahlreiche Messungen der Grundwasserströmung auf dem Gebiet der Stadt Zwickau in den Bereichen Schedewitz und Innenstadt vorgenommen. Das Ziel bestand hauptsächlich in der Messung der Grundwasserfließrichtung in einer Vielzahl von Messstellen. Die Bestimmung der Fließgeschwindigkeit war zweitrangig. Die Ergebnisse sollten zur Erweiterung der Datengrundlage für das vom Landesamt erstellte Grundwassermodell genutzt werden, mit welchem die Auswirkungen der Bergsenkungen, verursacht durch den intensiven Bergbau am Standort, auf

das Grundwasserregime untersucht wurde. Der quartäre Grundwasserleiter besteht aus Flussschottern unterschiedlich grober Körnung, die geringe hydraulische Widerstände aufweisen. Das Untersuchungsgebiet wird von der Zwickauer Mulde von Süd nach Nord durchflossen. Während der Messungen im Jahr 2003 wies der Vorfluter einen geringen Wasserstand auf. Es war zu prüfen, inwieweit sich die Exfiltrationen aus der Zwickauer Mulde in den quartären Grundwasserleiter dadurch reduzierten. Während der Messungen im Jahr 2004 wies die Zwickauer Mulde einen normalen Wasserstand auf. Durch eine erneute Messung in den gleichen Grundwassermessstellen wie im Jahr 2003 sollte ermittelt werden, ob sich die Exfiltration aus dem Vorfluter erhöht hatte. Bei der Bewertung der Richtungsergebnisse muss deshalb sowohl die Wechselwirkung zwischen der Zwickauer Mulde mit dem Grundwasser als auch der Einfluss der Bergbaufolgen berücksichtigt werden.

Messungen und Ergebnisse

Die Abb. 7.26 zeigt den Messeinsatz an der GWM 702, oberhalb des westlichen Flussufers. Einen Überblick über das Untersuchungsgebiet mit den Angaben der in den Jahren 2003 und 2004 ermittelten Grundwasserfließrichtungen vermittelt die Abb. 7.27. Eine Gesamtübersicht der Ergebnisse für die einzelnen Messstellen ist der Anlage K in den Tabellen Tab. K.1 und Tab. K.2 zu entnehmen. Eine Gegenüberstellung von Ergebnissen einiger ausgewählter Messstellen aus beiden Jahren ist in der Tab. 7.7 enthalten. Aus dem Vergleich dieser Angaben wird deutlich, dass in den meisten Fällen keine gravierenden Fließrichtungsänderungen zu verzeichnen waren. Die Richtungsabweichung betrug minimal 22,5 und maximal 90°. Die ermittelten Verdünnungsgeschwindigkeiten liegen in ähnlicher Größenordnung, wobei tendenziell im Jahr 2004 höhere Werte ermittelt wurden. Dies könnte auf eine höhere Grundwasserneubildung in Folge des niederschlagsreicheren Sommers zurückzuführen sein. Die teilweise sehr hohen Verdünnungsgeschwindigkeiten werden auf die Beschaffenheit des Grundwasserleiters zurückgeführt. Eindeutige Ursachen für die in den Messstellen 589 und 637 im Vergleich zum Vorjahr erheblich veränderten Grundwasserfließrichtungen konnten nicht spezifiziert werden. Am Beispiel der Messstelle 637 sind in der Anlage L die richtungsabhängigen Verdünnungsgeschwindigkeiten für die Jahre 2003 und 2004 dargestellt. Beide Diagramme enthalten zusätzlich den für die Auswertung eingezeichneten Sinusverlauf sowie die Angabe der Sondennordrichtung.

Auf Grund dieser Ausgangssituationen und der stark inhomogenen Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet war nicht immer gewährleistet, dass die Messergebnisse den Erwartungen des Auftraggebers entsprachen. Insbesondere diese Messungen zeigten, dass das Messsystem in Bezug auf die Fläche nur Punktinformationen liefert.



Abb. 7.26: Messeinsatz an der GWM 702

Tab. 7.7: Vergleich ausgewählter Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2003 und 2004

GWM	2003		2004	
	Fließrichtung	v_g in m/d	Fließrichtung	v_g in m/d
631	SSO	15	SSW	20
637	WNW	3-4	SSW	2-3
703	W	10	NNW	6-8
781	NNO	10	ONO	16-18
798	SO	8-10	SSO	10-12

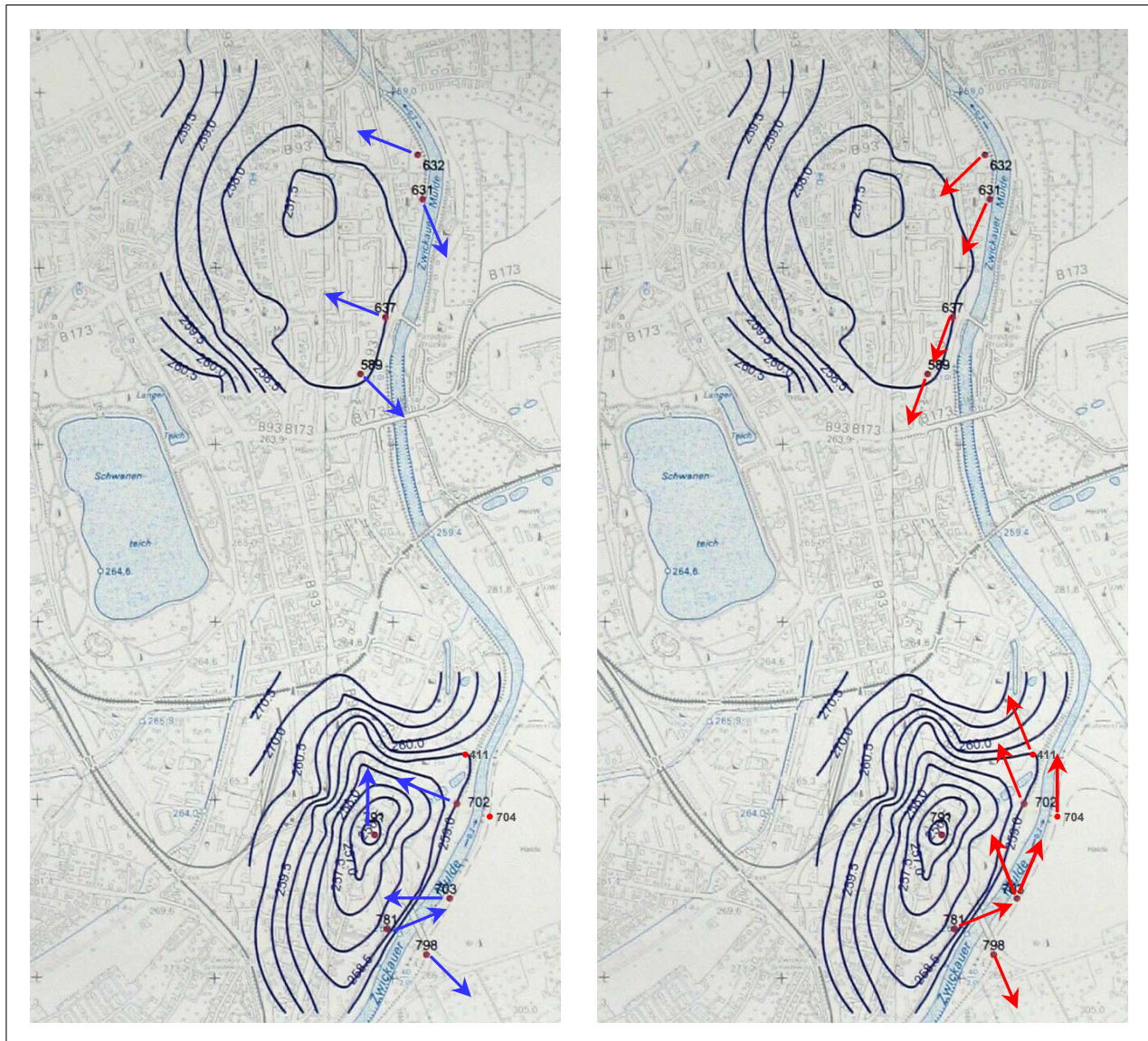


Abb. 7.27: Untersuchungsgebiet im Stadtgebiet von Zwickau mit den Grundwassermessstellen und den Ergebnissen der Fließrichtungsmessungen (2003:links, 2004:rechts)(Der Grundwassergleichensplan wurde erstellt von: C-W-H GmbH (2003); Ergebnisse einer Grundwasserstichtagsmessung 25.11.03 mit Isohypsenkonstruktion für den Grundwasserleiter Quartär im Stadtzentrum und südlichen Stadtgebiet von Zwickau. - Kändler.)

7.3 Zusammenfassung und Ergebnisse

Die Auswertung der Messungen mit der Testsonde im Prüfstand und mit dem Prototyp im VEGAS Modellaquifer ergab, dass die Fließrichtungsbestimmung mit den geoelektrischen Messungen eine Standardabweichung von etwa 58° aufweist, während die Temperaturmessungen eine Standardabweichung von etwa 50° besitzen. Aus den Prüfstandsmessungen erfolgte die Bestimmung des zur Berechnung der Filtergeschwindigkeit notwendigen Korrekturfaktors α . Hierbei zeigte sich sowohl eine Abhängigkeit vom genutzten Messverfahren als auch von der Filtergeschwindigkeit im Prüfstand. Damit können diese Werte nur für eine vergleichbar ausgebaute Grundwassermessstelle genutzt werden.

Die Technikums- und Feldtests führten zu einer stetigen Weiterentwicklung und Verbesserung des Messsystems und damit zu einer Verbesserung der Anwenderfreundlichkeit. Die verschiedenen Messungen haben gezeigt, dass in vielen Fällen bis zu einer Grundwasserleitfähigkeit von etwa 1 mS/cm mit einem deionisierten Wasser als Tracer gearbeitet werden kann. Bei höheren Leitfähigkeiten ist der elektrische Messeffekt häufig durch Störungen überdeckt und es empfiehlt sich, eine entsprechend angepasste Salzlösung zu verwenden. Mit der erfolgreichen Felderprobung konnte gezeigt werden, dass das Messverfahren unter unterschiedlichen Praxisbedingungen einsetzbar ist. Jedoch war immer wieder zu beobachten, dass durch Störungen hervorgerufene Schwankungen der geoelektrischen Messwerte teilweise den Messeffekt beeinflusst oder sogar überdeckt haben. Eine Auswertung war in diesen Fällen nur eingeschränkt oder gar nicht möglich. Weiterhin problematisch gestalteten sich die Temperaturmessungen mit dem Sondenprototyp, da die Temperatursensoren nicht ausreichend thermisch entkoppelt am Sondenkörper angebracht waren. Das hatte sowohl ein sehr träges Ansprechverhalten als auch eine Überdeckung des Messeffektes durch das Temperaturverhalten des Sondenkörpers zur Folge. Insbesondere konnten keine geringen Temperaturdifferenzen zwischen Tracer und Grundwasser gemessen werden.

Im Ergebnis der durchgeführten Messungen zeigte sich, dass zur Gewinnung verwertbarer Messdaten einerseits eine korrekt ausgebaute Messstelle notwendig ist und andererseits die Durchströmung des Filterbereiches gegeben sein muss. Eine fehlende Ringraumschüttung oder Einschränkungen der hydraulischen Durchlässigkeit des Filterrohres (z.B. Verockerungen) führen zu einer Beeinflussung des Tracertransportes und wirken sich damit direkt auf die Qualität der Messergebnisse aus.

In der Zusammenarbeit mit den Auftraggebern muss betont werden, dass es sich bei den gewonnenen Informationen zur Grundwasserströmung um punktuelle Aussagen für die einzelnen Messstellen handelt. Dies muss insbesondere bei geologisch stark heterogenen sowie anthropogen beeinflussten Grundwasserleitern beachtet werden. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Standorte ist demzufolge nur gegeben, wenn die Messstellen bezüglich des Ausbaus den Anforderungen des DVGW (DVGW 2003) entsprechen.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Für die Beurteilung und Quantifizierung komplizierter Grundwasserströmungsregime im Zusammenhang mit der Gefährdungsbewertung von Kontaminationen oder der Sanierung ehemaliger Bergbaugebiete ist die Messung der lokalen Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit von zunehmendem Interesse. Die Gewinnung belastbarer Messergebnisse der Grundwasserströmung unter Nutzung einzelner Grundwassermessstellen erfordert die Einhaltung bestimmter Rand- und Anfangsbedingungen und stellt damit hohe Anforderungen sowohl an das Messsystem als auch an die Messmethodik.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die notwendigen hydraulischen Bedingungen für Strömungsmessungen untersucht und ein neues Einbohrloch-Messsystem zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit entwickelt. Mit dem Ziel der Messung langsamer Grundwasserbewegungen im Geschwindigkeitsbereich von 0,5 - 1,5 m/d ergaben sich spezielle Anforderungen an die Apparatur. Insbesondere musste die bei herkömmlichen Verfahren durch den Messprozess selbst hervorgerufene Störung des hydraulischen Regimes minimiert werden.

Das Messprinzip basiert auf der Erzeugung eines definierten Tracers im Filterrohr einer Grundwassermessstelle und der Beobachtung des zeitlichen Verhaltens der tracerinduzierten Anomalien von Leitfähigkeit und Temperatur im Nah- und Fernfeld der Messstelle. Für die Erfassung dieser beiden voneinander unabhängigen Parameter werden der Sondengeometrie angepasste geoelektrische Messanordnungen und Temperatursensoren genutzt. Die konstruktive Gestaltung der Sonde, die entwickelten Mikropacker und die angewendeten Messverfahren gestatten den Einsatz geringer Tracermengen von 1000 bis 2000 ml.

Mit der Entwicklung des „Tracerringraum-Austausch“-Verfahrens wurde ein neues Prinzip zur Erzeugung eines elektrisch und thermisch messbaren Tracers geschaffen, welches ohne Störung des natürlichen Grundwasserströmungsfeldes die Erzeugung eines radial gleichmäßig verteilten Tracers als Startzustand ermöglicht. Gleichzeitig werden mit diesem Verfahren eine Volumenzunahme und daraus resultierende vertikale Geschwindigkeitskomponenten, die zu einer Verfälschung der zu untersuchenden horizontalen Grundwasserströmung führen können, ausgeschlossen.

Dichtebedingte Konvektionsprozesse in Folge des Tracervorganges müssen vermieden werden. Deshalb wird mit einer, dem Grundwasser bezüglich seiner Dichte angepassten, temperierten und

zumeist gering salinaren Lösung als Tracerstoff gearbeitet, einem sogenannten adaptiven Tracer. Entsprechend dem Dichtewert des „Hintergrundes“ der aus den Parametern Temperatur und Leitfähigkeit des Grundwassers resultiert, erfolgt die Auswahl der Tracerzusammensetzung bei Erhaltung der Dichteäquivalenz. Diese Anpassung ermöglicht die Durchführung von Messungen in einem breiten Einsatzbereich von Trinkwasserschutzgebieten bis hin zu Deponien.

Die mit den geoelektrischen Messungen gewonnenen Informationen stammen aus dem durch die Bohrung geringer beeinflussten Bereich zwischen der Ringraumschüttung und dem unverritzten Aquifer. Die Fehler einer Innenraummessung im gestörten Strömungsfeld innerhalb des Filterrohres werden auf diese Weise minimiert. Mit den Temperaturmessungen wird der Zustand im Tracerringraum, im Nahbereich der Sonde, erfasst. Die mit den beiden unterschiedlichen und voneinander unabhängigen Messverfahren parallel gewonnenen Daten werden zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit genutzt. Die gemeinsame Auswertung beider Messergebnisse verbessert die Genauigkeit des Gesamtergebnisses.

Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im Aquifer werden die zeitabhängigen richtungsspezifischen Widerstands- und Temperaturindikationen des Tracervorganges als Datengrundlage verwendet. Mit der Berücksichtigung des Einflusses von Sonden- und Filterrohrdurchmesser auf das Strömungsverhalten des Grundwassers im Tracerringraum wird eine Anpassung an die in der jeweiligen Messstelle vorliegenden geometrischen Verhältnisse ermöglicht.

Für die Untersuchung des Tracerprozesses und die Optimierung des Messverfahrens wurden hydraulische und geoelektrische Simulationsrechnungen durchgeführt.

Zur Modellierung der Grundwasserbewegung sowie des thermohalinen Tracertransportes wurde das FE-Programm RockFlow genutzt. Die Basis der Simulationen bildete ein 3-dimensionales Modellgrundgitter mit 4464 Elementen, welches innerhalb eines Würfels mit einem Volumen von 1 m^3 den Bereich einer Grundwassermessstelle und die darin angeordnete Messsonde abbildete.

Die hydrodynamischen Modellrechnungen zeigten die Beeinflussung der Grundwasserbewegung durch die Anwesenheit einer Messsonde und den aus der Geschwindigkeitsverteilung im Tracerringraum resultierenden Tracertransport. Aus der Betrachtung des Verhältnisses zwischen dem konstanten Durchmesser der Sonde und dem unterschiedlichen Messstellendurchmesser wurde der Begriff der äquivalenten Porosität entwickelt. Dieser ermöglicht einen integralen Vergleich der Strömungsverhältnisse zwischen dem Aquifer und dem Tracerringraum. Aus der Geschwindigkeitsverteilung im Modellgebiet wurden für die Messstellendurchmesser von 3, 4 und 5 Zoll die Korrekturfaktoren α abgeleitet. Die Übertragung dieser Werte auf die praktischen Messungen unterliegt jedoch einer Unsicherheit, da eine realitätsnahe Modellverfeinerung im Bereich des Tracerringraumes rechentechnisch nicht sinnvoll war.

Mit den Modellierungen des Stoff- und Wärmetransportes wurden (trotz der eingeschränkten Mo-

dellgenauigkeit) die für das Verständnis und die Auswertung der realen Messungen notwendigen Ergebnisse erzielt. Es konnte gezeigt werden, dass die räumliche und zeitliche Nachweisbarkeit eines Leitfähigkeitstracers im Vergleich zum Temperaturtracer erheblich größer ist und damit Informationen aus dem Bereich der Ringraumschüttung bis in den Übergangsbereich zum Aquifer gewonnen werden können. Durch Nachbildung eines Tracers, welcher in seinen Parametern Temperatur und Konzentration erheblich vom Grundwasser abweicht, konnte gezeigt werden, dass daraus resultierende konvektive, vertikal gerichtete Transportprozesse in hohem Maße das Messergebnis verändern.

Mit der elektrischen Modellierung konnte der Einfluss zweier unterschiedlicher Faktoren auf das Messergebnis nachgewiesen werden. So erzwingt einerseits ein speziell zwischen den Elektroden angeordneter Packer die Ausbreitung des elektrischen Feldes in den Außenraum um das Filterrohr, während eine zunehmende Leitfähigkeit des Tracers die Ausbreitung des Feldes in der Ringraumschüttung beeinträchtigt. Aus der Proportionalität zwischen der Verteilung der Feldstärke im Untersuchungsgebiet und der Sensitivität des Messverfahrens resultiert die Empfehlung, für derartige Messungen eine geringst salinare Lösung als Tracerstoff zu verwenden.

Die petrophysikalische Modellierung der elektrischen Leitfähigkeit aquifertypischer Gesteine zeigte die Grenzen der messtechnischen Nachweisbarkeit geringleitfähiger Tracer.

Anhand umfangreicher Testmessungen im Prüfstand des DGFZ konnte der praktische Nachweis für die Wirksamkeit des „Tracerringraum-Austausch“-Verfahrens sowie für die Sensitivität der gewählten Elektrodenanordnungen erbracht werden. Außerdem wurde gezeigt, dass sowohl ein Leitfähigkeits- als auch ein Temperaturtracer für den Einsatz an einem derartigen Messsystem geeignet sind. Unter Ausnutzung dieser beiden Parameter lassen sich mit ausreichender Genauigkeit die Strömungsrichtung und -geschwindigkeit bestimmen.

Aus den bei zwei unterschiedlichen Filtergeschwindigkeiten durchgeführten Testmessungen erfolgte die Bestimmung des Geschwindigkeitskorrekturfaktors α . Hierbei zeigte sich dessen erwartete Abhängigkeit vom Messverfahren aber auch eine Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit. Werden diese Werte mit denen aus der Modellierung verglichen, ist bei der Auswertung der geoelektrischen Messungen zu berücksichtigen, dass diese einen integralen Mittelwert der Messebene liefern, die Modellergebnisse jedoch diskrete Werte darstellen.

Mit dem Prototyp der Messsonde wurde bei mehreren Feldmessungen in Grundwassermessstellen die Funktionsfähigkeit unter Realbedingungen nachgewiesen. Unterschiedliche hydraulische und geologische Verhältnisse an den einzelnen Standorten zeigten, dass die mit dem Messsystem gewonnenen Informationen über die Grundwasserströmung in Bezug auf ein großes Untersuchungsgebiet Punktinformationen liefern und damit in Abhängigkeit der Messstellendichte kleinräumige Unterschiede deutlich widergegeben werden können.

Das Patent, „Verfahren zur Bestimmung physikalischer Größen von Grundwasser und Vorrichtung zur Durchführung des Verfahrens“, erteilt unter DE 10149024 B4, basiert auf den Ergebnissen dieser Arbeit.

Im Vergleich zu den herkömmlichen Verfahren besitzt das neue Messsystem folgende entscheidende Vorteile:

- der Einfluss des häufig durch vertikale Konvektion gestörten Strömungsfeldes innerhalb des Filterrohres wird durch die Nutzung eines Tracerringraumes minimiert,
- die Erzeugung des Tracers mit dem „Tracerringraum-Austausch“-Verfahren gewährleistet die Erhaltung der Volumenkonstanz im Messbereich, da kein Flüssigkeitsvolumen injiziert wird,
- das Messverfahren ist umweltverträglich, da mit Tracerstoffen gearbeitet wird, die weder eine Kontamination des Grundwassers hervorrufen noch eine Gefährdung des Anwenders darstellen
- mit dem Messsystem sind nachweislich relativ geringe Fließgeschwindigkeiten ab 0,8 m/d nachzuweisen, darüber hinaus ist es bei allen Grundwasserleitfähigkeiten einsetzbar, da mit adaptiven Tracern gearbeitet wird,
- das Messsystem unterliegt keiner teufenmäßigen Einschränkung, bezogen auf den grundwasserrelevanten Bereich und
- die Messung kann kostengünstig gestaltet werden, da für die Datengewinnung, im Vergleich zu dem in der Hydrogeologie üblichen geohydrologischen Dreieck, nur eine Messstelle erforderlich ist und auch keine zusätzlichen Oberflächenmessungen notwendig sind.

Weiterführende Arbeiten zu der im Rahmen dieser Arbeit behandelten Thematik könnten sowohl eine vertiefte Untersuchung der festgestellten Abhängigkeit des Korrekturfaktors α von der Filtergeschwindigkeit als auch eine alle Teileinflüsse umfassende Beschreibung des offensichtlich sehr komplexen Tracerabklingvorganges beinhalten. Dies sollte zu einer weiteren Vereinfachung der Messdatenauswertung führen.

Wie aufgezeigt wurde, besteht insbesondere bei der Interpretation der Messergebnisse und der genauen Bestimmung der Filtergeschwindigkeit nach wie vor ein Defizit, welches größtenteils durch die Anwendung des Messsystems im Routinebetrieb beseitigt werden kann. Im Resultat der statistischen Auswertung vieler Messergebnisse und der jeweiligen Randbedingungen sollte eine weitere Qualifizierung der Interpretationsmethodik erfolgen können.

Literaturverzeichnis

- ARCHIE, G. E. (1942). *The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics*. Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers, 146:54–62.
- BARCZEWSKI, B. UND MÜLLER, M. (2004). *mündliche Mitteilungen zur Thermoflow-Messonde*.
- BARCZEWSKI, B. UND MARSCHALL, P. (1995). *Entwicklung eines thermischen Geschwindigkeitsmessverfahrens für geringe Strömungsgeschwindigkeiten*. In: *Forschungsarbeiten 1987-1994*, S. 68 – 69. Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau.
- BBI-GMBH (2004). *mündliche Mitteilungen zur Nutzung eines Uranintracers bei der Grundwasserfließrichtungsmessung*.
- BERGMANN, H. (1970). *Über die Grundwasserbewegung am Filterrohr*. In: *GSF-Bericht R24*, München.
- BERGMANN, H. (1971). *Hydromechanische Fragen zur Interpretation von Tracermessungen*. In: GSF, Hrsg.: *GSF-Bericht R 36*, München. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH.
- BEVC, D. UND MORRISON, H. F. (1991). *Borehole-to-surface electrical resistivity monitoring of a salt water injection experiment*. Geophysics, Vol. 56(6):769–777.
- BUSCH, K.-F., LUCKNER L. UND TIEMER K. (1993). *Geohydraulik*, Bd. Band 3 d. Reihe *Lehrbuch der Hydrogeologie*. Gebrüder Bornträger Stuttgart, 3. Auflage Aufl.
- CHEN, C. T. UND MILLERO, F. J. (1986). *Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range*. Limnol. Oceanogr., 31(3):657–662.
- DAHLIN, T. UND ZHOU, B. (2004). *A Numerical Comparison of 2D Resistivity Imaging with Ten Electrode Arrays*. Geophysical Prospecting, 52:379–398.
- DEHNERT, J., NESTLER W. KUHN K. UND DUTELOFF T. (1999). *Messung der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit mit einer neuen Messmethode zum Verfahren „mise à la masse“*. Wasser und Abfall, (1-2):34–44.

- DIETRICH, P., Hrsg. (1999). *Konzeption und Auswertung gleichstromgeoelektrischer Tracerversuche unter Verwendung von Sensitivitätskoeffizienten*. Institut für Geologie und Paleontologie, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA).
- DROST, W. UND KLOTZ, D. (1988). *Tracermethoden zur Bestimmung der Fließparameter des Grundwassers*. In: *GSF-Bericht 9/88*.
- DROST, W., KLOTZ D. KOCH A. MOSER H. NEUMAIER F. UND RAUERT W. (1968). *Point Dilution Methodes of Investigating Ground Waster Flow by Means of Radioisotopes*. Water Resources Research, 4(1):125–146.
- DROST, W. (1984). *Einbohrlochmethoden zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und Fließrichtung des Grundwassers*. GSF-Bericht R 372 in Wasser und Boden, 4.
- DVGW (2003). *Arbeitsblatt W 121, Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen*. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- ENGELMANN, F., EHBRECHT H. ROSCHER C. UND GIESE R. (2004). *Technologien zur Formierung durchlässiger Reinigungswände in Grundwasserleitern durch Injektion reaktiver Gase*. In: *Proceedings des DGFZ e. V.*, Nr. 24, S. 115–126. Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V.
- ENGLERT, A. (2003). *Measurement, Estimation and Modelling of Groundwater Flow Velocity at Krauthausen Test Site*. Dissertationsschrift, RWTH Aachen.
- ERTEL, T. UND VOUTTA, A. (1999). *Fluid-Logging, Verfahren zur Bestimmung von Grundwasserzutritten in Bohrungen und Grundwassermessstellen*. bbr Wasser und Rohrbau, 50. Jg.(4):20–25.
- FENGLER, G. UND HOFFMANN, V. (2002). *Neues Verfahren zur direkten Bestimmung von Grundwasserströmungsrichtung und -geschwindigkeit*. TerraTech, (3):34.
- FRICKE, S. UND SCHÖN, J. (1999). *Praktische Bohrlochgeophysik*. ENKE im Georg Thieme Verlag Stuttgart.
- FULDA, C., KESSELS W. ZOTH G. UND WONIK T. (1999). *Bestimmung von Grundwasserfließgeschwindigkeiten*. Poster bei der Geospectra, Köln.
- FURCHE, M. UND WELLER, A (2002). *Sensitivity distributions of different borehole electrode configurations considering a model with a cylindrical coaxial boundary*. Geophys. J. Int., (149):338–348.

- GRAW, K.-U., JAGSCH N. LENGRICT J. UND SCHÖNE J. (2000). *Enhancing groundwater flow information by understanding of borehole flow*. In: *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life*, S. 1–9, Rotterdam. Balkema.
- GRAW, K.-U. (1995). *Eine preiswerte Strömungssichtbarmachung als Basis für die Partikel-Tracking-Geschwindigkeitsmessung*. VDI Forschung im Bauwesen, Wuppertal, S. 1–8.
- GRUHNE, M. (1999). *Überwachung von Untergrundkontaminationen mit Messungen der komplexen elektrischen Leitfähigkeit*. In: *Proceedings des DGFZ e. V., Heft 16*.
- HÖLTING, B. (1996). *Hydrogeologie*. Ferdinand Enke, Stuttgart, Stuttgart.
- KÄSS, W. UND SCHULZ, H.D. (1992). *Lehrbuch der Hydrogeologie*, Bd. Band 9, Geohydrologische Markierungstechnik, S. 357–362. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, Berlin, Stuttgart.
- KEARL, PETER M. (1997). *Observations of particle movement in a monitoring well using the colloidal borescope*. Journal of Hydrology, 200:323–344.
- KESSELS, W. UND FULDA, C. (1999). *In situ Bestimmung von Transportparametern und Abstandsgeschwindigkeiten mit einem Doppelmantelpacker-Meßsystem und der Kartuschenaufsalzung*. www.bgr.de/gga.
- KESSELS, W., RIFAI H. FULDA C. UND THORENZ C. (2002). *Multielektrodenanordnungen in Bohrungen zur Bestimmung von Salztracerverteilungen*. www.gga-hannover.de.
- KLOTZ, D. (1977). *Berechnung der Filtergeschwindigkeit einer Grundwasserströmung aus Tracerverdünnungsversuchen in einem Filterpegel*. In: *GSF-Bericht R 149*, München. GSF Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, Institut für Radiohydrometrie.
- KLOTZ, D. (1978). *Alpha Werte ausgebaute Bohrungen*. In: *GSF-Bericht R 176*, München. GSF Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, Institut für Radiohydrometrie.
- KLOTZ, D. UND CHAND, R. (1979). *Laboruntersuchungen mit dem Tracerverdünnungsverfahren*. In: *GSF-Bericht R 188*, München. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung bmH, Institut für Radiohydrometrie.
- KNÖDEL, K. (1997). *Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten*, Bd. Band 3, Geophysik. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- KRÄTZSCHMAR, H. (1966). *Beitrag zur Bestimmung der Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung*. Dissertation an der TU Dresden. Nationalkomitee für Geodäsie und Geophysik der DDR bei der Dt. Akad. der Wiss. zu Berlin.

- KUNTZE, H., ROESCHMANN G. UND SCHWERDTFEGGER G. (1994). *Bodenkunde*, Bd. 5. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LUX, K.-N. UND STUMP, U. (1999). *Bestimmung von Fließgeschwindigkeit und Fließrichtung mit umweltverträglichem Lebensmittelfarbstoff*. bbr Wasser und Rohrbau, 50. Jg.(4).
- MORGENSTERN, A., BÖRNER F. GAWLIK H. UND SCHÖN J. (2004). *Entwicklung eines Einbohrlochsystems zur Messung der Grundwasserbewegung bis zur Anwendungsreife*. Sachbericht zum BMW-Forschungsprojekt 1106/01, DGFZ e. V., Dresden.
- MOSER, H., NEUMAIER F. UND RAUERT W. (1957). *Die Anwendung radioaktiver Isotopen in der Hydrologie*. In: *Atomkernenergie*, S. 225–132.
- MÜLLER, J. (1999). *Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und Fließrichtung des Grundwassers durch die Einbohrlochmethode*. In: *UFZ-Bericht, SAFIRA 2. Statusbericht*, Nr. 17, S. 23–29. UFZ, Weiß, H. und Daus, B. und Teutsch, G.
- NIESNER, E. (2000). *Darkfield Flowmeter Well Logging Sonde*. Technischer Bericht, Montanuniversität Leoben, Institut für Geophysik.
- PERKIN, R. G. UND LEWIS, E. L. (1980). *The Practical Salinity Scale 1978: Fitting the Data*. IEEE Journal of Oceanic Engineering, OE-5(1).
- PITSCHER, B. (2001). *Bohrlochsonde zur Messung von Grundwasserströmungen auf der Basis der kontinuierlichen thermischen Anregung*. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg.
- REISSMANN, C., DEHNERT J. JACOBS F. UND NESTLER W. (1996). *Messung der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit mit geoelektrischen Verfahren in der Elbaue*. In: *Proceedings 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar Ökosystem Elbe-Zustand, Entwicklung und Nutzung*, S. 436–438, Budweis.
- RIFAI, H. (2002). *Bericht über Konstruktion und Einbau einer Messmanschette zur Bestimmung von Transportparametern im Untergrund*. In: *DGG Mittlg. 2/2002*, S. 30–38. DGG Eigenverlag.
- RÖSLER, R. (1967). *Der Einfluß einer Bohrung auf die Grundwasserströmung*. Angewandte Geologie, (7):351–355.
- SCHÖN, J. H. (1996a). *Bohrlochgeophysikalische Meßverfahren zur Untersuchung horizontaler Wasserbewegung in Brunnen und Bohrungen*. In: *Sonderdruck aus Beiträge zur Hydrogeologie*, Bd. Bd. 47, S. 73–82, Graz. Joanneum Research.

- SCHÖN, J. H. (1996b). *Entwicklung thermischer Messsonden zur Untersuchung von Grundwasserbewegungen für Hydrogeologie und Umweltschutz*. Report zum BMWF-Projekt (Projekt-nummer: GPH 95.001-01), Joanneum Research Leoben.
- SCHÖN, J. H. (1996c). *Fundamental and Principles of Petrophysics, Handbook of Geophysical Exploration, Seismic Exploration*, Kap. Physical Properties of Rocks:. Pergamon Press.
- SCHÖN, J. H. (1999). *Repräsentativität von Grundwassermessstellen, Weiterbildung im DGFZ e.V.* Einsatz von Bohrlochmessungen in Grundwassermessstellen. Weiterbildung im DGFZ e.V., Dresden.
- SCHÖTTLER, M. (2000). *Informationen zum GFV-Messsystem*. Firmenschrift, www.phrealog.de.
- SEBULKE, J. (1993). *Messung der Grundwassergeschwindigkeit-Anwendung eines neuen geoelektrischen Verfahrens in Verbindung mit anderen geophysikalischen Methoden zur Abschätzung der Gefahr, die von einer lokalen Kontamination (hier Deponie) ausgeht*. Abfallwirtschafts-Journal, 5(2):148–153.
- SEBULKE, J. (1997). *Handbuch zu Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten*, Kap. Geoelektrische Messung der Grundwasserbewegung, S. 220 ff. Bd.3. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- WAXMAN, M. H. UND SMITS, L. J. M. (1968). *Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands*. Society of Petroleum Engineers Journal, 243:107–122.
- WHITE, P. A. (1994). *Electrode arrays for measuring groundwater flow direction and velocity*. Geophysics, 59(2):192–201.
- YOUNG, S. C., JULIAN H. E. PEARSON H. S. MOLZ F. J. UND BOMAN G. K. (1998). *Application of the Electromagnetic Borehole Flowmeter*. Nr. EPA/600/SR-98/058. Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.

A α -Werte ausgebauter Bohrungen

Filterrohrtyp: PB-K-Filter, NW 50 mm, SW 2.0 mm												
d →	170			216			267			318		
k ₂ →	1	5	10	1	5	10	1	5	10	1	5	10
k ₃ ↓	α-Werte ↓											
10 ⁻⁴	3.70	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.91	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
2·10 ⁻⁴	3.70	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.91	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
3·10 ⁻⁴	3.70	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.91	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
5·10 ⁻⁴	3.70	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.91	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
10 ⁻³	3.70	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.90	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
2·10 ⁻³	3.69	2.74	2.06	3.83	2.76	2.05	3.90	2.78	2.04	3.95	2.79	2.04
3·10 ⁻³	3.69	2.74	2.06	3.82	2.76	2.05	3.90	2.78	2.04	3.94	2.79	2.04
5·10 ⁻³	3.68	2.74	2.06	3.81	2.76	2.05	3.89	2.78	2.04	3.93	2.79	2.04
10 ⁻²	3.67	2.73	2.06	3.80	2.76	2.05	3.87	2.78	2.04	3.91	2.79	2.04
2·10 ⁻²	3.65	2.73	2.06	3.77	2.76	2.05	3.84	2.77	2.04	3.88	2.79	2.04
3·10 ⁻²	3.61	2.72	2.05	3.73	2.75	2.04	3.80	2.77	2.03	3.84	2.78	2.03
5·10 ⁻²	3.56	2.70	2.05	3.67	2.73	2.04	3.74	2.76	2.03	3.77	2.77	2.03
10 ⁻¹	3.42	2.68	2.04	3.52	2.71	2.03	3.58	2.73	2.02	3.61	2.74	2.02
2·10 ⁻¹	3.18	2.64	2.02	3.25	2.66	2.01	3.30	2.68	2.00	3.32	2.69	2.00
3·10 ⁻¹	2.97	2.59	2.00	3.03	2.61	1.99	3.06	2.63	1.98	3.08	2.64	1.98
5·10 ⁻¹	2.62	2.50	1.96	2.65	2.52	1.95	2.67	2.53	1.95	2.68	2.54	1.94
1	2.01	2.30	1.87	2.03	2.32	1.86	2.03	2.33	1.86	2.03	2.33	1.85
2	1.40	1.99	1.71	1.38	1.99	1.70	1.37	2.00	1.70	1.37	2.00	1.70

Filterrohrtyp: PB-K-Filter, NW 100 mm, SW 0.2 mm															
d →	216			267			318			419			470		
k ₂ →	0.1	0.5	1	0.1	0.5	1	0.1	0.5	1	0.1	0.5	1	0.1	0.5	1
k ₃ ↓	α-Werte ↓														
10 ⁻⁴	3.29	2.72	2.23	3.51	2.80	2.24	3.64	2.85	2.24	3.78	2.90	2.24	3.82	2.91	2.24
2·10 ⁻⁴	3.29	2.72	2.23	3.51	2.80	2.24	3.64	2.85	2.24	3.78	2.90	2.24	3.82	2.91	2.24
3·10 ⁻⁴	3.29	2.72	2.23	3.50	2.80	2.24	3.64	2.85	2.24	3.77	2.90	2.24	3.81	2.91	2.24
5·10 ⁻⁴	3.28	2.72	2.23	3.49	2.80	2.24	3.63	2.85	2.24	3.76	2.90	2.24	3.80	2.91	2.24
10 ⁻³	3.27	2.71	2.22	3.48	2.80	2.23	3.61	2.84	2.24	3.75	2.89	2.24	3.79	2.91	2.24
2·10 ⁻³	3.25	2.71	2.22	3.46	2.79	2.23	3.59	2.84	2.23	3.73	2.89	2.24	3.76	2.90	2.24
3·10 ⁻³	3.23	2.70	2.22	3.43	2.78	2.23	3.55	2.83	2.23	3.69	2.88	2.23	3.72	2.90	2.23
5·10 ⁻³	3.19	2.69	2.22	3.38	2.77	2.22	3.50	2.82	2.23	3.62	2.86	2.23	3.66	2.89	2.23
10 ⁻²	3.09	2.67	2.21	3.26	2.75	2.21	3.36	2.80	2.22	3.47	2.84	2.22	3.51	2.86	2.22
2·10 ⁻²	2.92	2.63	2.19	3.05	2.70	2.19	3.13	2.75	2.19	3.21	2.79	2.20	3.24	2.80	2.20
3·10 ⁻²	2.76	2.59	2.17	2.86	2.66	2.17	2.92	2.70	2.17	2.99	2.74	2.18	3.00	2.75	2.18
5·10 ⁻²	2.49	2.51	2.13	2.55	2.57	2.13	2.58	2.61	2.13	2.62	2.65	2.14	2.63	2.66	2.14
10 ⁻¹	2.00	2.33	2.03	2.00	2.38	2.03	2.00	2.41	2.04	2.00	2.43	2.04	2.00	2.44	2.04
2·10 ⁻¹	1.44	2.04	1.86	1.40	2.07	1.87	1.38	2.08	1.87	1.36	2.10	1.87	1.35	2.10	1.87
3·10 ⁻¹	1.12	1.81	1.72	1.08	1.83	1.72	1.05	1.84	1.72	1.03	1.84	1.73	1.02	1.85	1.73
5·10 ⁻¹	0.78	1.48	1.49	0.74	1.48	1.50	0.71	1.48	1.50	0.69	1.48	1.50	0.69	1.48	1.50
1	0.44	1.02	1.12	0.41	1.01	1.12	0.40	1.00	1.22	0.38	1.00	1.12	0.38	1.00	1.12
2	0.24	0.63	0.75	0.22	0.62	0.75	0.21	0.61	0.75	0.20	0.60	0.75	0.20	0.60	0.75

Abb. A.1: α -Werte ausgebauter Bohrungen für Filterrohrdurchmesser DN 100 und Schlitzweiten von 0,2 und 0,3 mm ((KLOTZ 1978))

B Konstruktionszeichnung des Elektrodenträgers

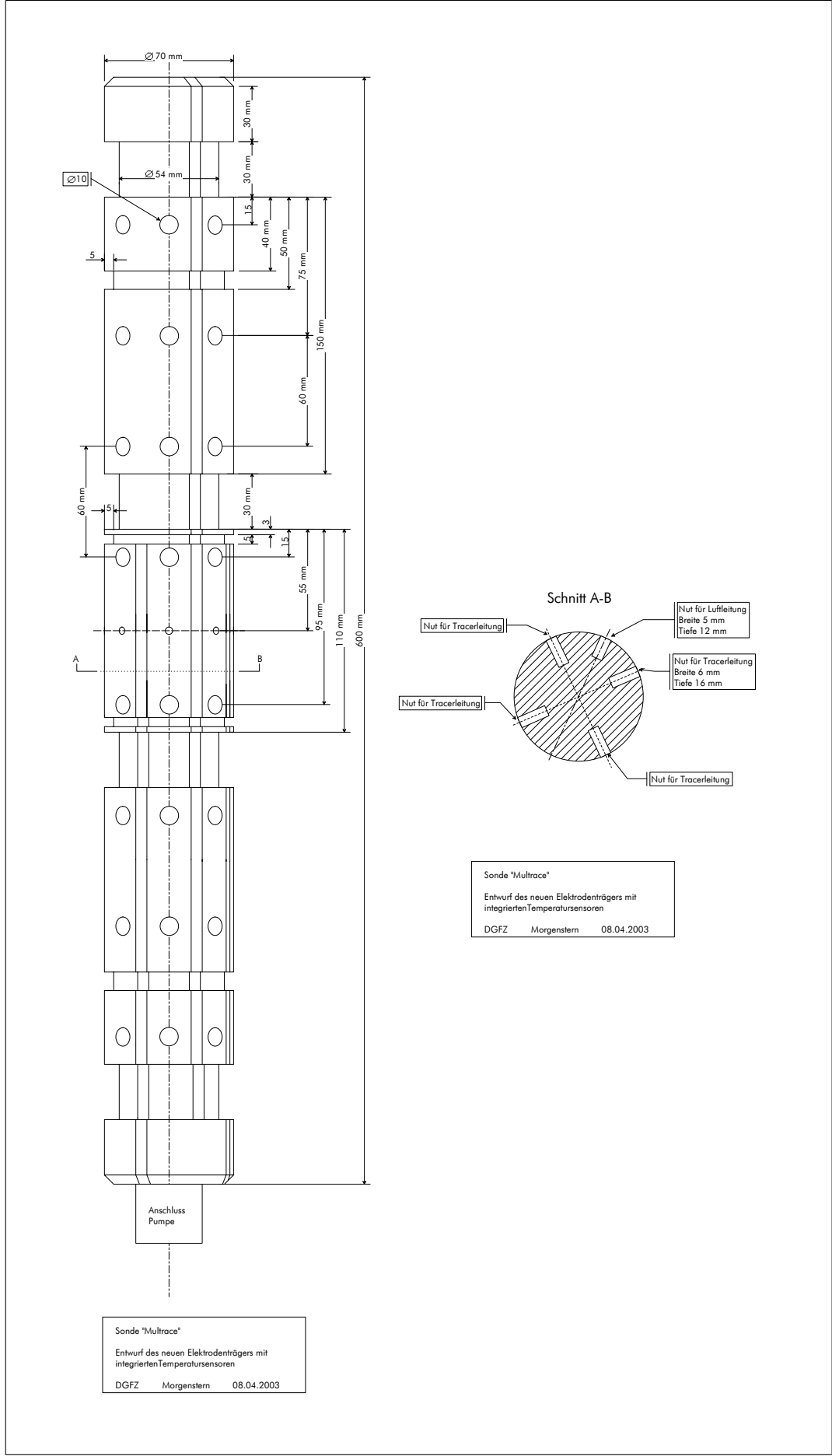


Abb. B.1: Technische Zeichnung des Elektrodenträgers des Sondenprototyps

C Kurvenkatalog der petrophysikalischen Modellierung

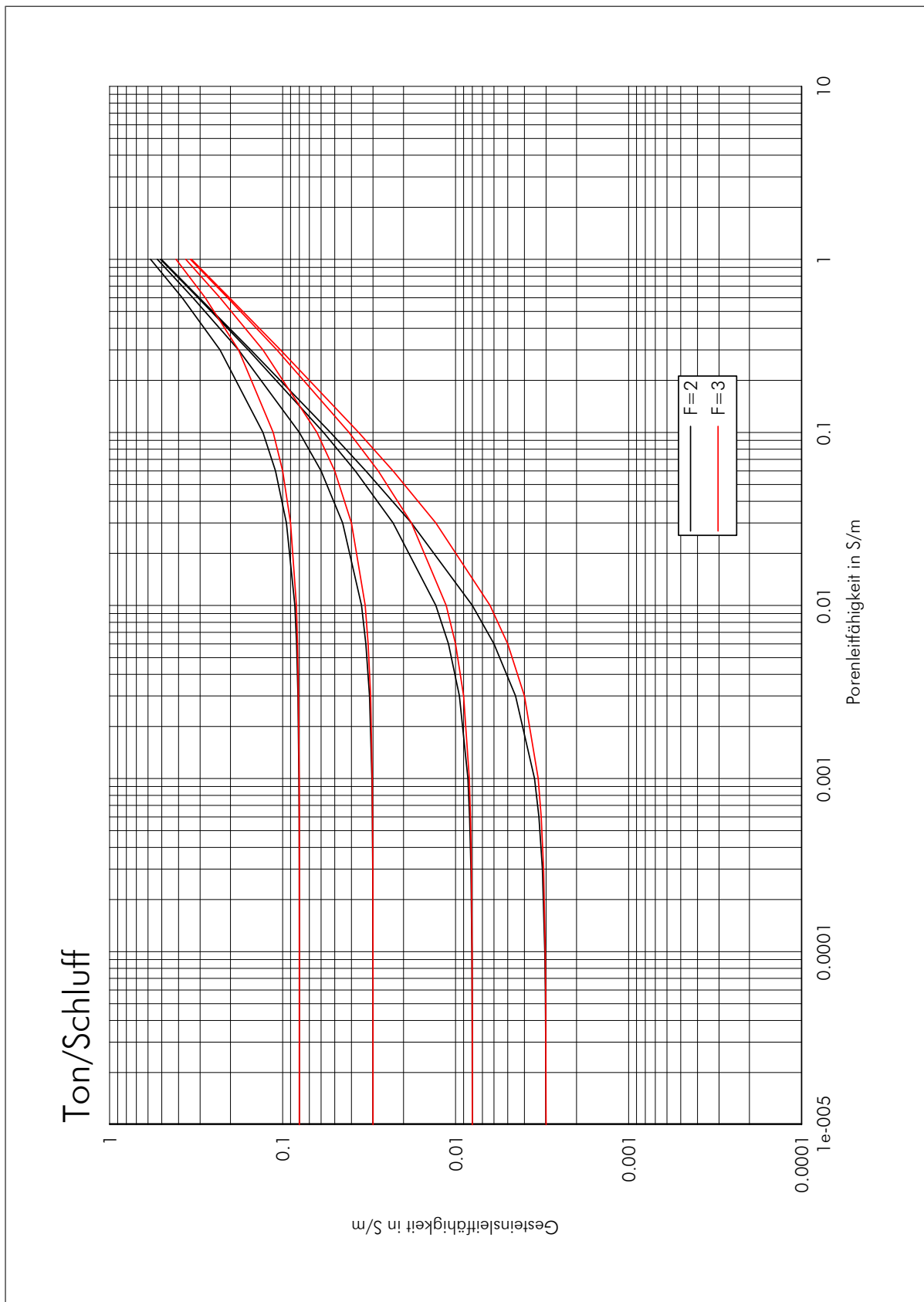


Abb. C.1: Gesteinsleitfähigkeit von Ton/Schluff

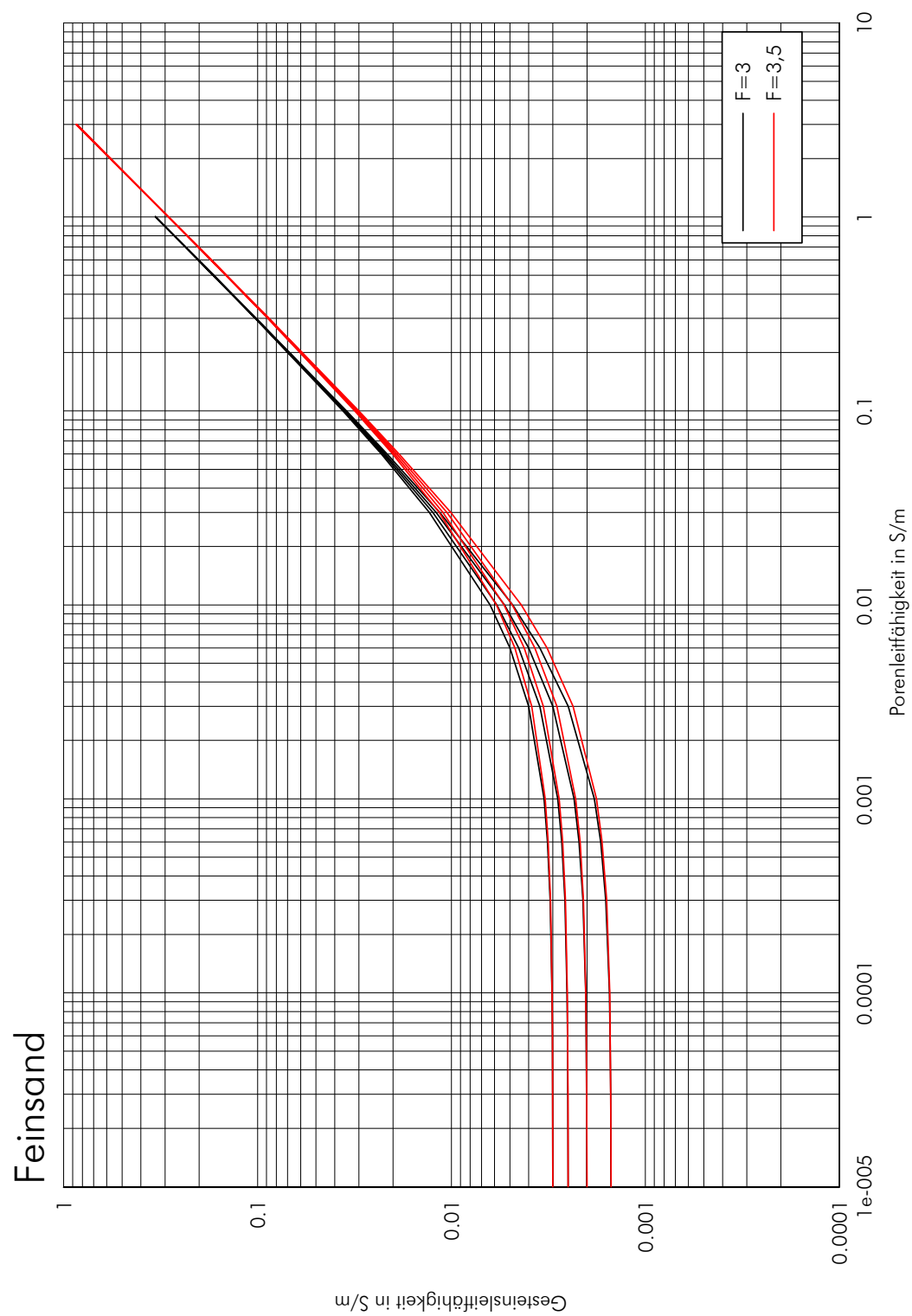


Abb. C.2: Gesteinsleitfähigkeit von Feinsand

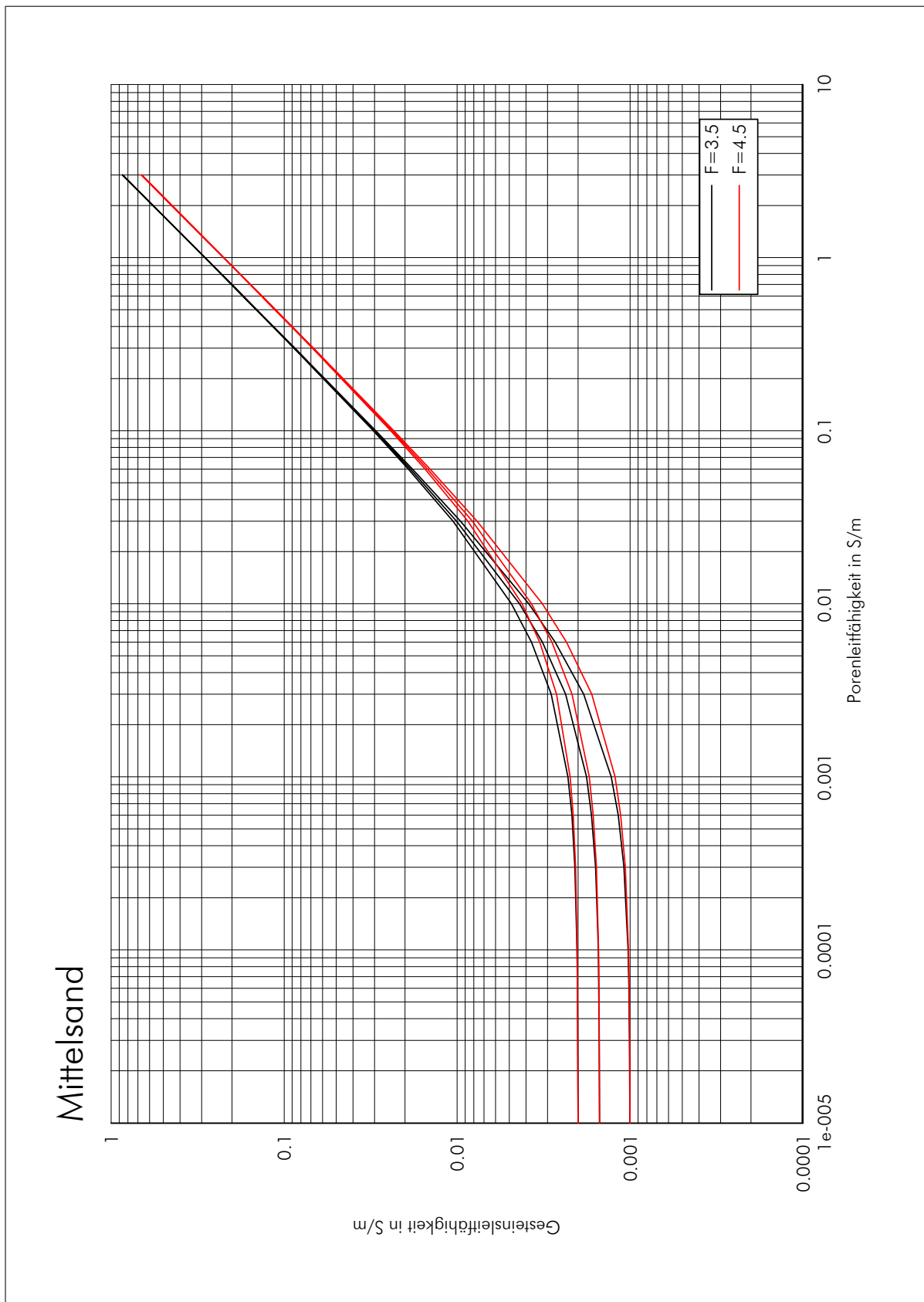


Abb. C.3: Gesteinsleitfähigkeit von Mittelsand

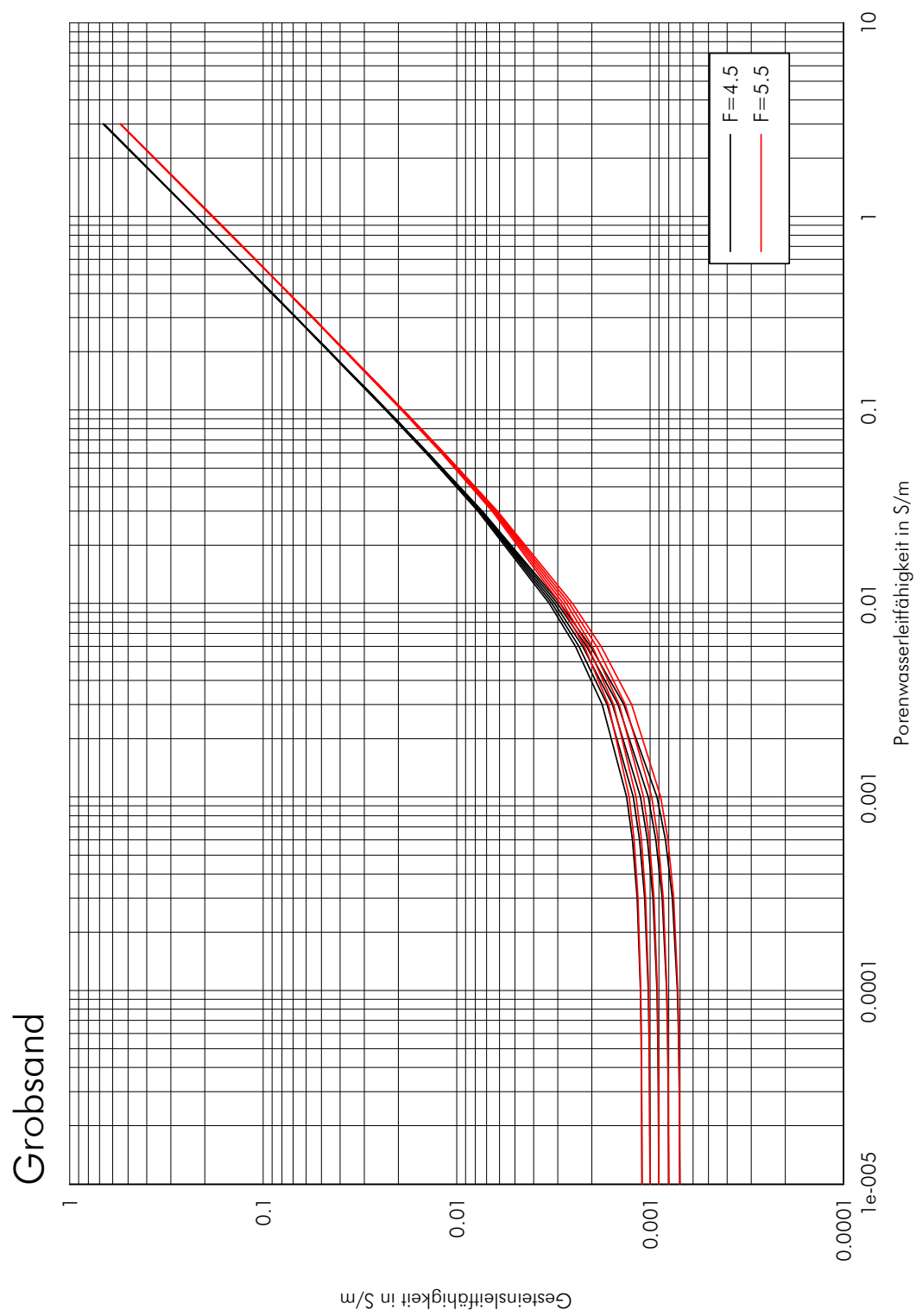


Abb. C.4: Gesteinsleitfähigkeit von Grobsand

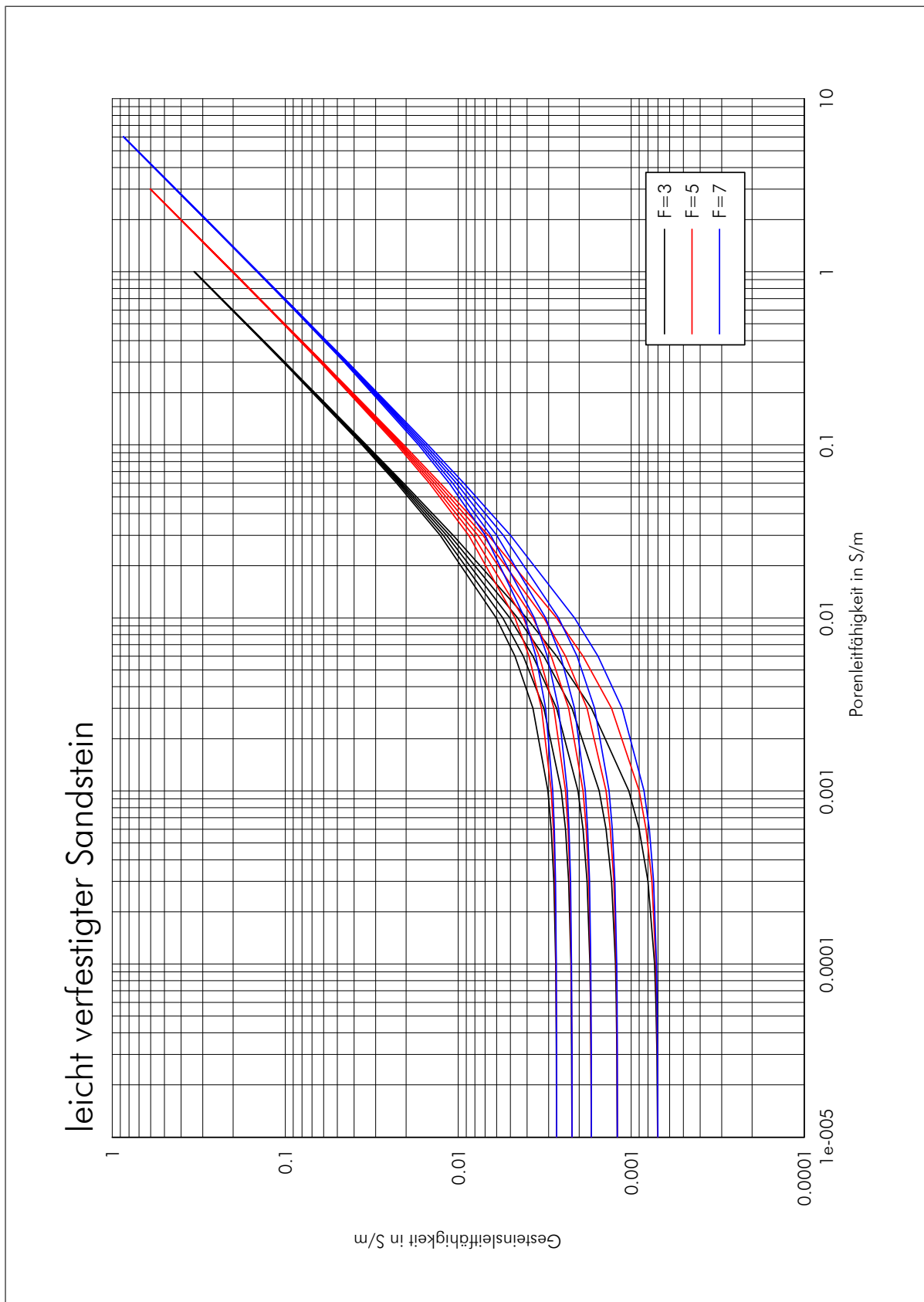


Abb. C.5: Gesteinsleitfähigkeit von leicht verfestigtem Sandstein

mittel verfestigter Sandstein

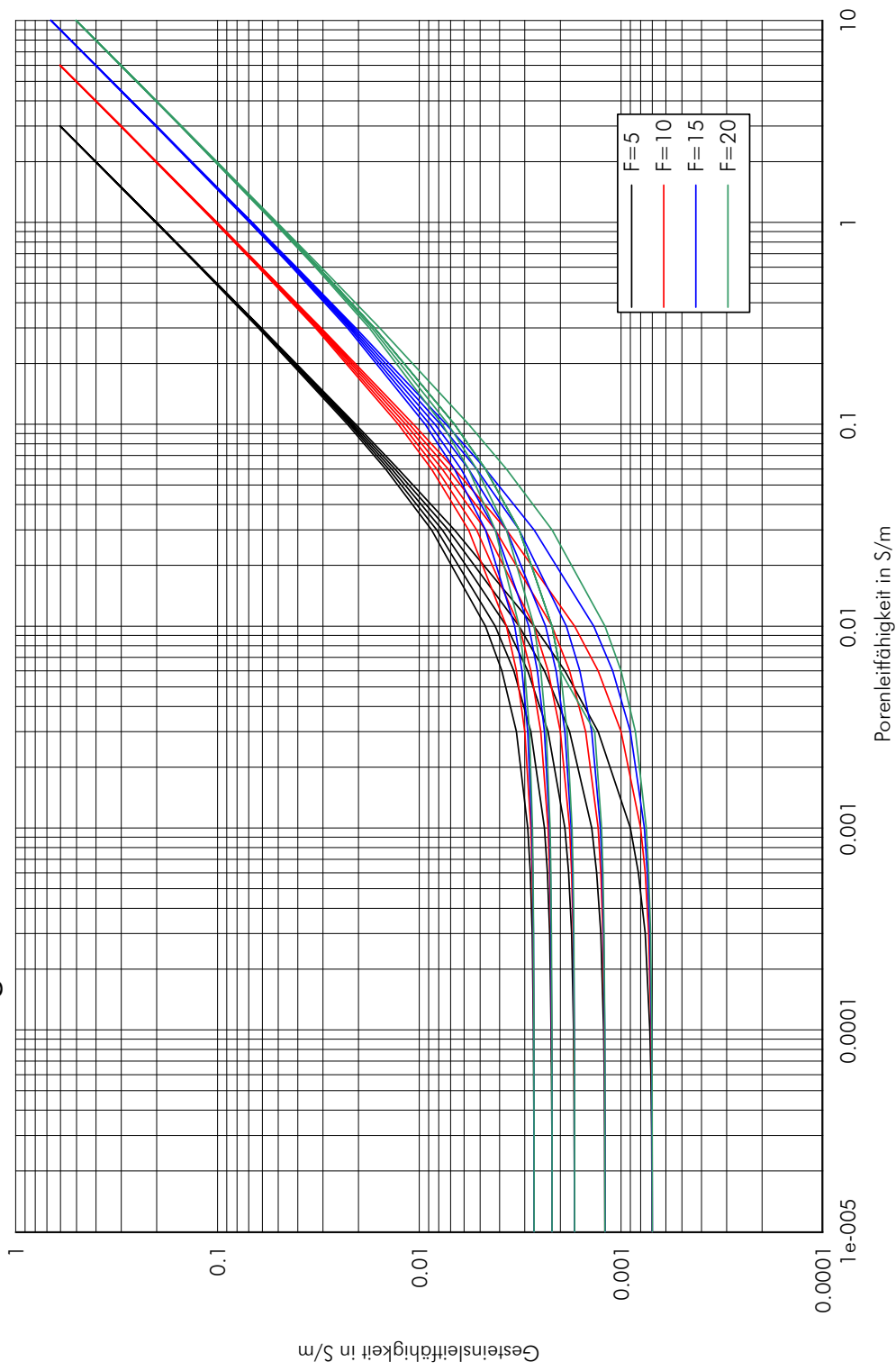


Abb. C.6: Gesteinsleitfähigkeit von mittel verfestigtem Sandstein

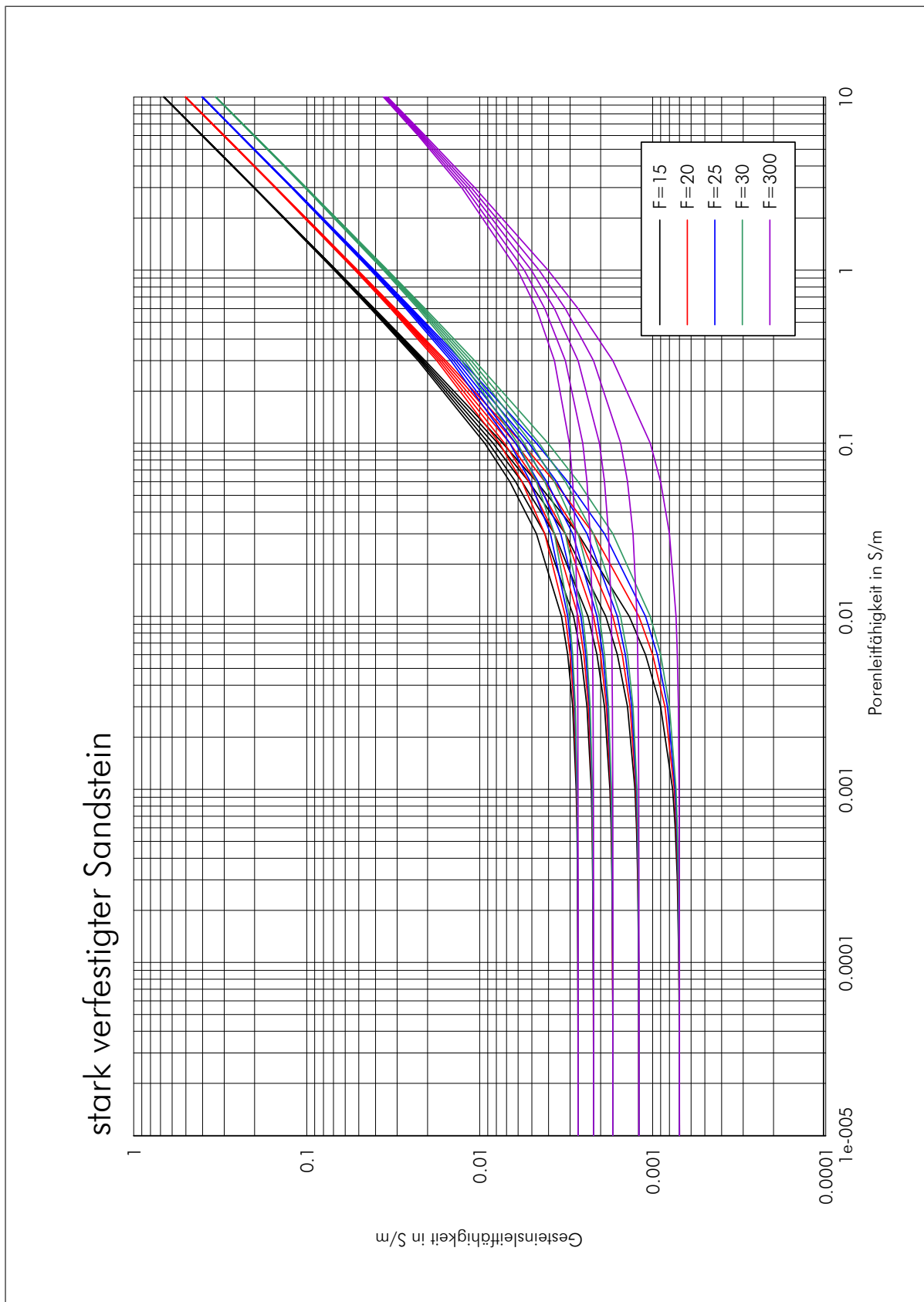


Abb. C.7: Gesteinsleitfähigkeit von stark verfestigtem Sandstein

D Ergebnisse der experimentellen k_f -Wert Bestimmung

Die Bestimmung des Durchlässigkeitskoeffizienten k_f der eingebauten Sande erfolgte experimentell nach dem Prinzip des konstanten Standrohrwasserspiegelgefälles entsprechend folgender Gleichung:

$$k_f = \frac{Q \cdot l}{A \cdot \Delta H} \quad (\text{D.1})$$

mit

- Q - Volumenstrom des Wassers,
- l - durchströmte Länge,
- A - durchströmter Querschnitt der Probe und
- ΔH - Standrohrwasserspiegelgefälle.

Die Ergebnisse der experimentell ermittelten k_f -Werte sind der Tab. D.1 zu entnehmen.

Mit der Gl. (D.1) lässt sich ebenfalls der Durchlässigkeitskoeffizient des gesamten Prüfstandes ermitteln, welcher einen integralen Wert ergibt. Dieser wird hauptsächlich durch die am besten durchlässige Schicht bestimmt. Aus den experimentell ermittelten Durchflüssen am Prüfstand ergibt sich ein Wert von $k_{f_{\text{Prüfstand}}} = 1,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ bei einem Standrohrwasserspiegelgefälle von 4 cm auf 1,1 m Länge. Der Unterschied dieses Wertes zu den experimentell ermittelten Durchlässigkeitskoeffizienten für die eingebauten Sande ist auf das unterschiedliche Untersuchungsvolumen sowie die daraus bedingten Einbauverhältnisse zurückzuführen. Eine Abschätzung der Strömungsgeschwindigkeiten für die einzelnen Schichten ist damit nicht sinnvoll möglich.

Tab. D.1: Experimentell bestimmte k_f -Werte der Sande und Kiese sowie des Prüfstandes

Sand	k_{f1} in m/s	k_{f2} in m/s	k_{f3} in m/s
Feinsand 0-0,3 mm	$3,48 \cdot 10^{-6}$		
Feinsand 0,1-0,3 mm	$5,69 \cdot 10^{-6}$		
Feinkies 1-2 mm	$2,84 \cdot 10^{-5}$	$1,39 \cdot 10^{-4}$	$1,28 \cdot 10^{-4}$
Feinkies 2-3,15 mm	$1,19 \cdot 10^{-4}$	$1,35 \cdot 10^{-4}$	$1,39 \cdot 10^{-4}$
Prüfstand gesamt	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$	$2,30 \cdot 10^{-4}$

**E Vergleich verschiedener
Elektrodenkonfigurationen: Dipol-Dipol, Schlumberger
und Dipol-Dipol über die Packer**

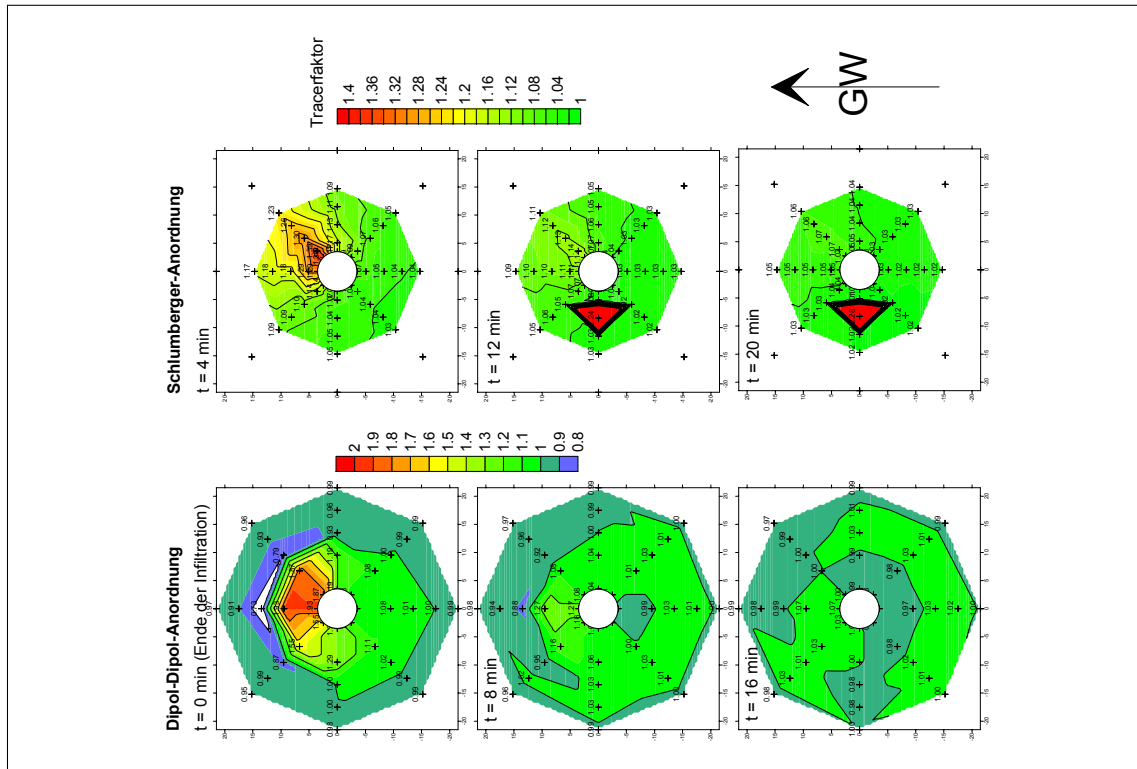


Abb. E.1: Vergleich der Messergebnisse einer Dipol-Dipol- und einer Schlumberger-Anordnung

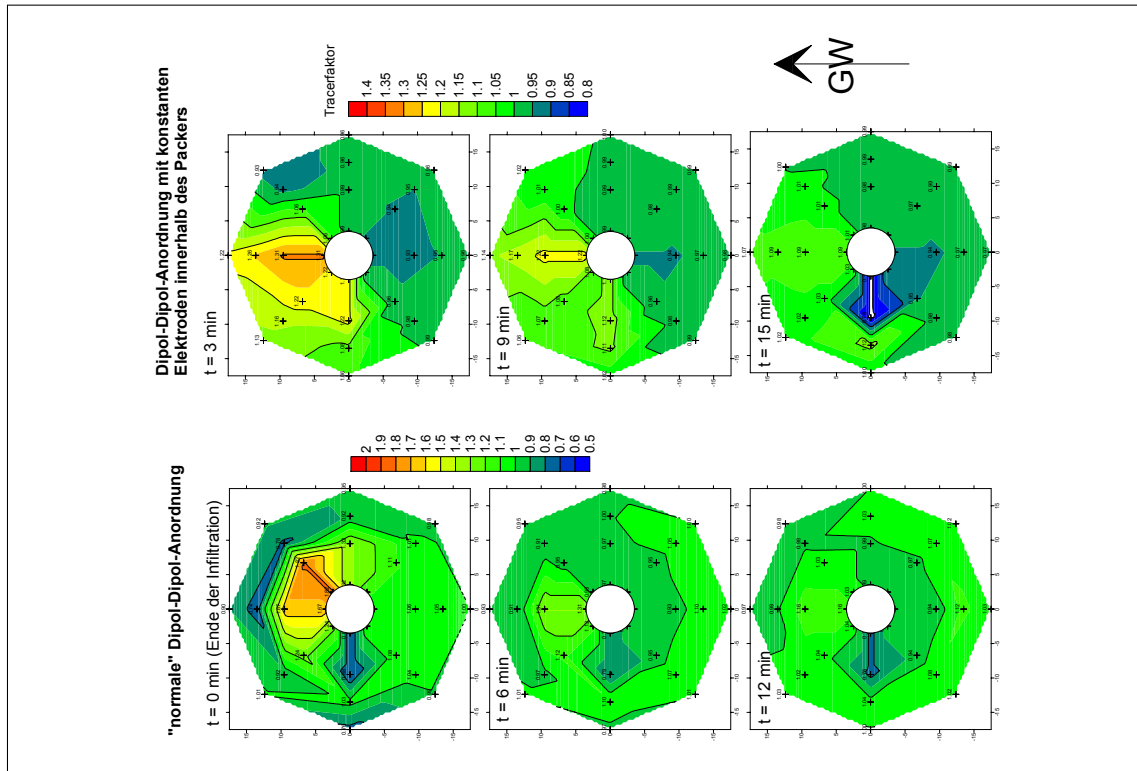


Abb. E.2: Vergleich der Messergebnisse einer einfachen Dipol-Dipol-Anordnung und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packers

F Vergleich der Nachweisbarkeit verschiedener Tracer: deionisiertes Wasser und Salzlösung

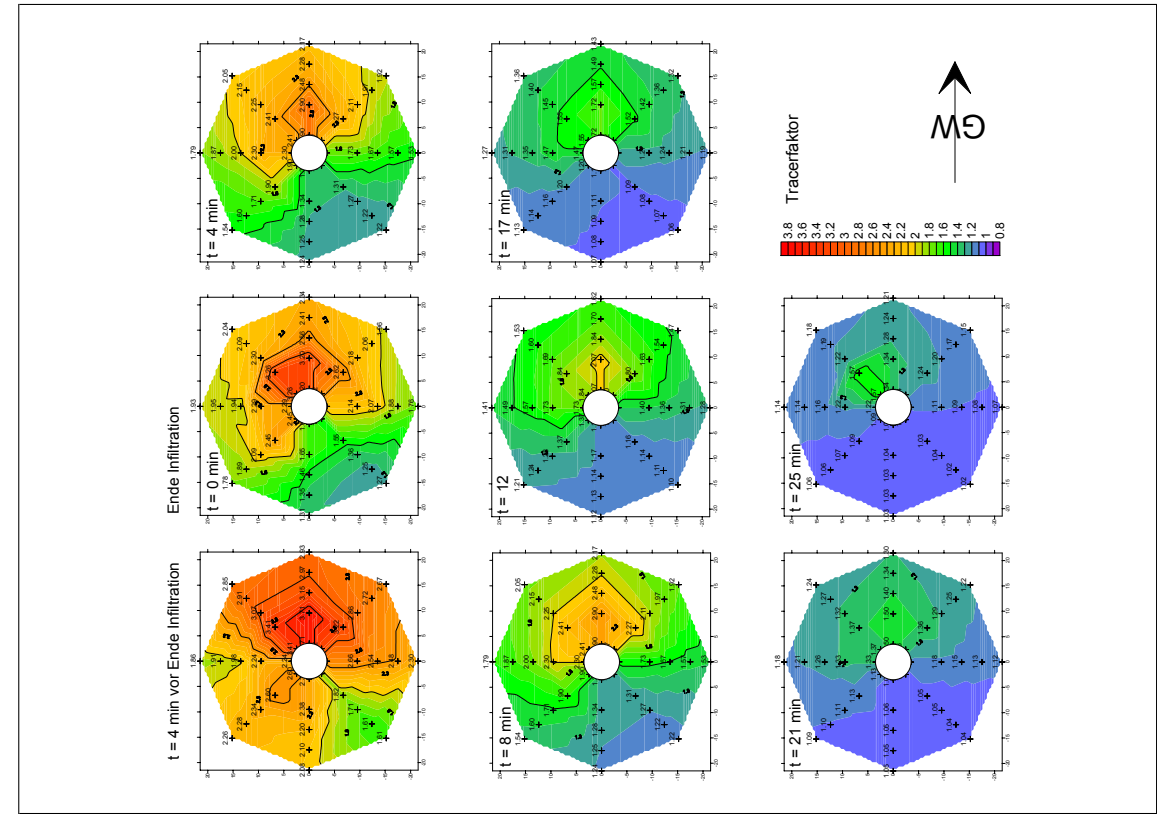


Abb. F.1: Messergebnisse bei der Verwendung von deionisiertem Wasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer

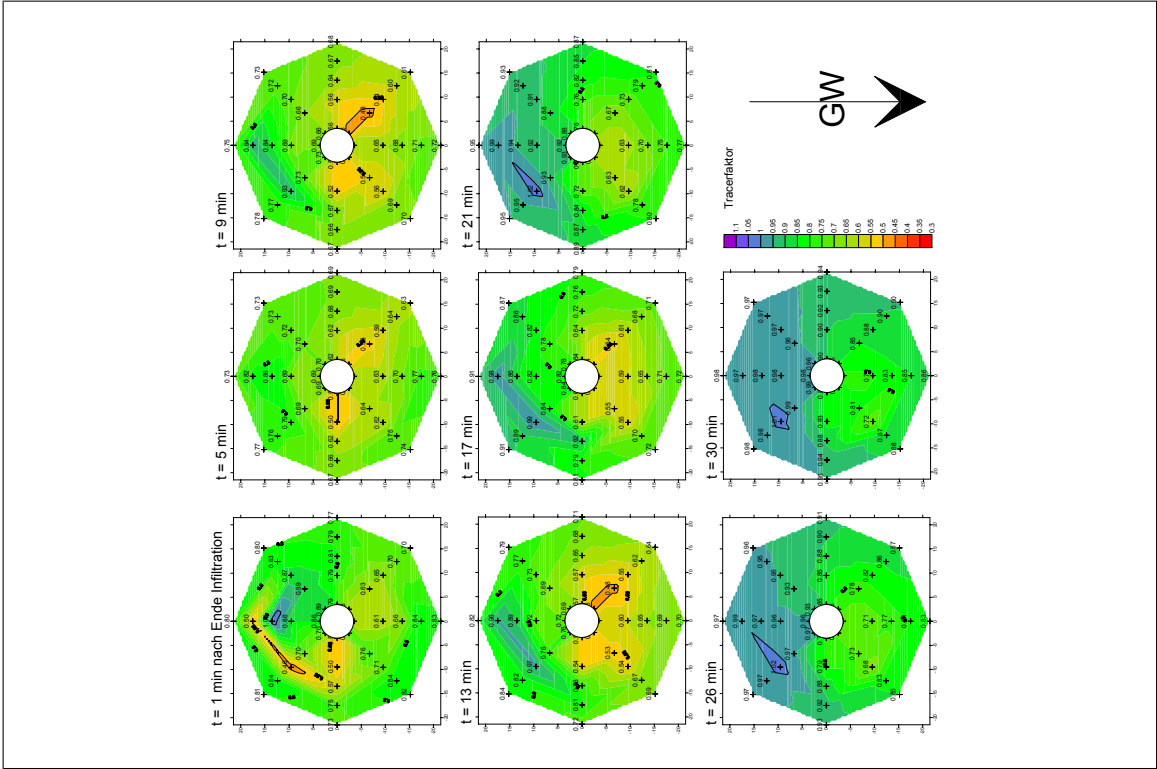


Abb. F.2: Messergebnisse bei der Verwendung von Salzwasser als Tracer und einer Dipol-Dipol-Anordnung über die Packer

G Messbeispiel zur Bestimmung der Anströmrichtung aus der Verdünnungsgeschwindigkeit

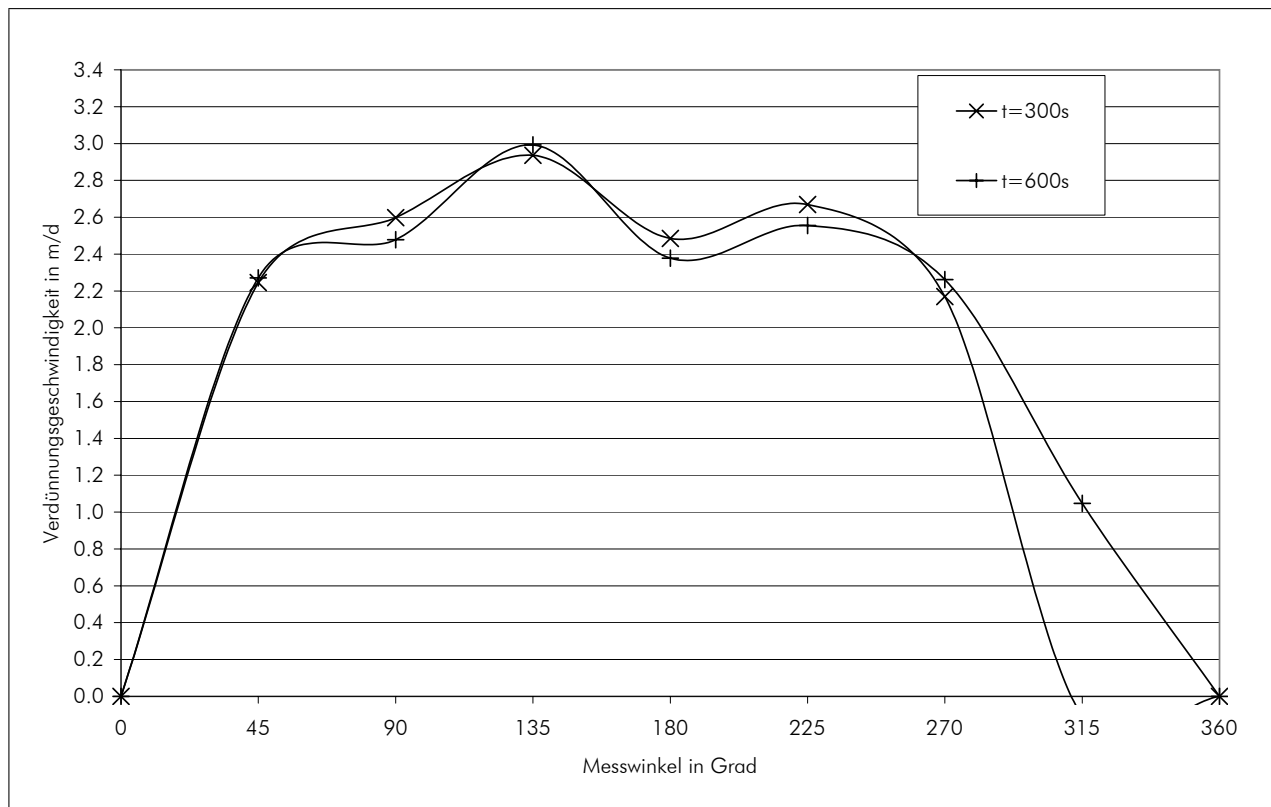


Abb. G.1: Verdünnungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Messwinkels und der Auswertzeit

H Testgebiet 1: Heidenreichstein, Messergebnisse der Fließrichtungsmessungen in den Messstellen BL1, BL2 und BL8

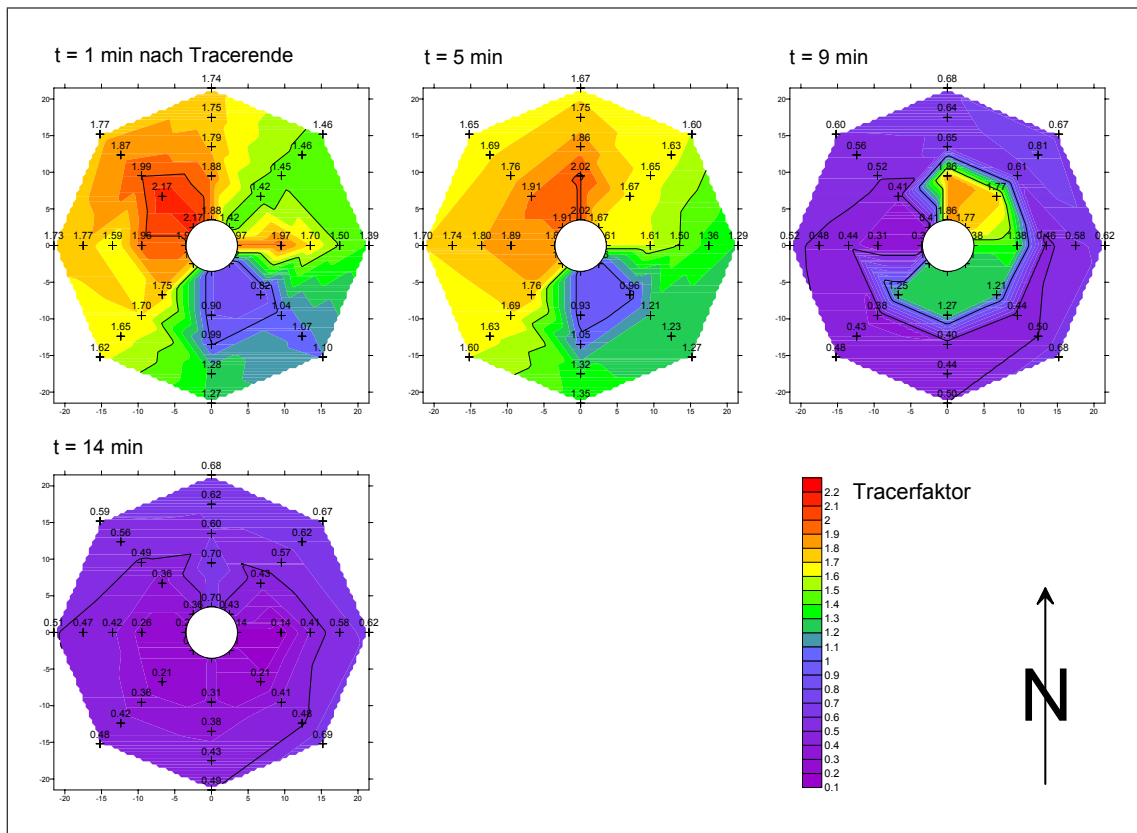


Abb. H.1: Heidenreichstein, Messstelle BL1, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes

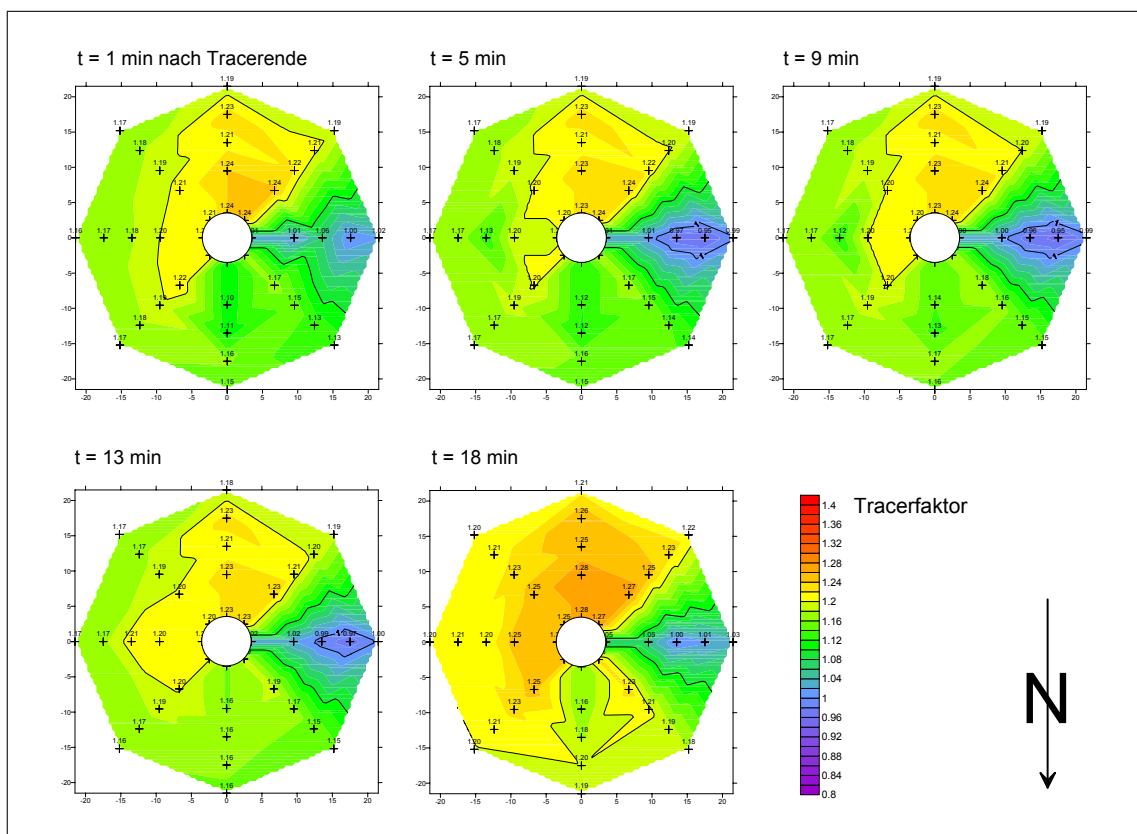


Abb. H.2: Heidenreichstein, Messstelle BL2, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes

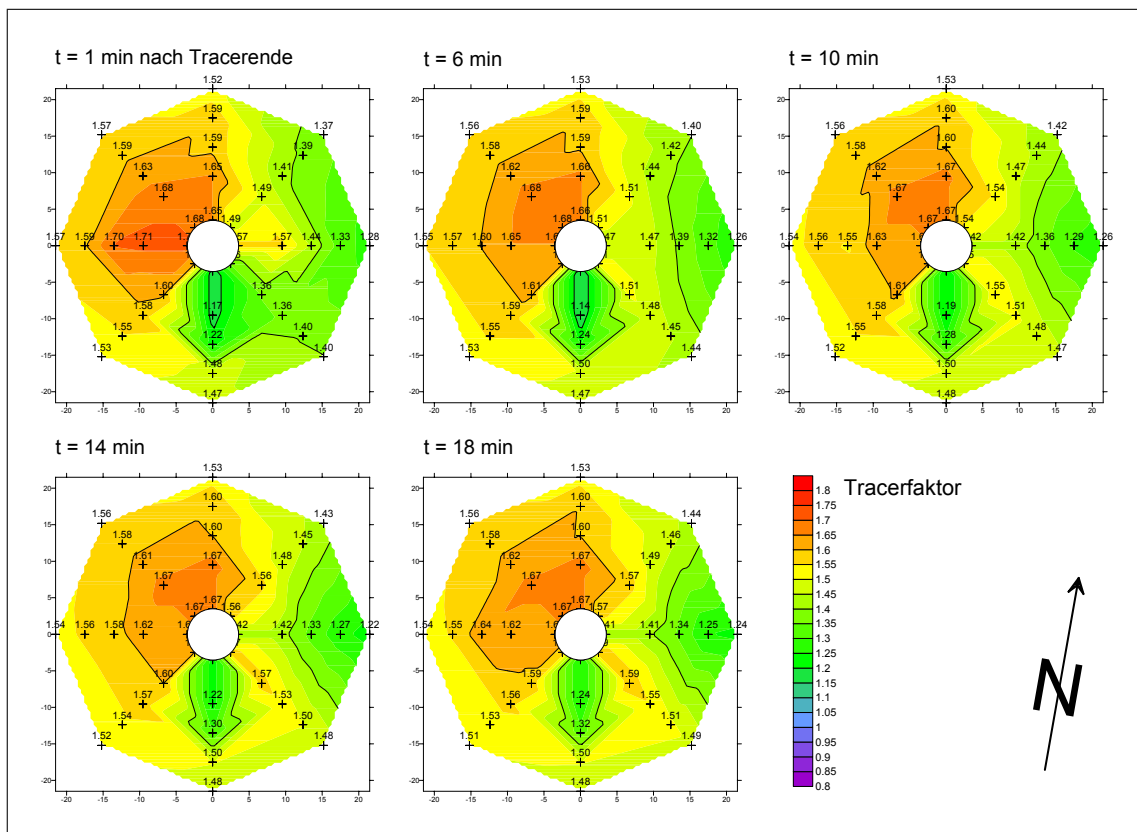


Abb. H.3: Heidenreichstein, Messstelle BL8, radiale Verteilung des Tracerfaktors in Abhängigkeit des Messzeitpunktes

I Testgebiet 2: Dresden, Messkurven der Temperatur und Leitfähigkeit in der LGB1 und LGB2 am 14.05.2003

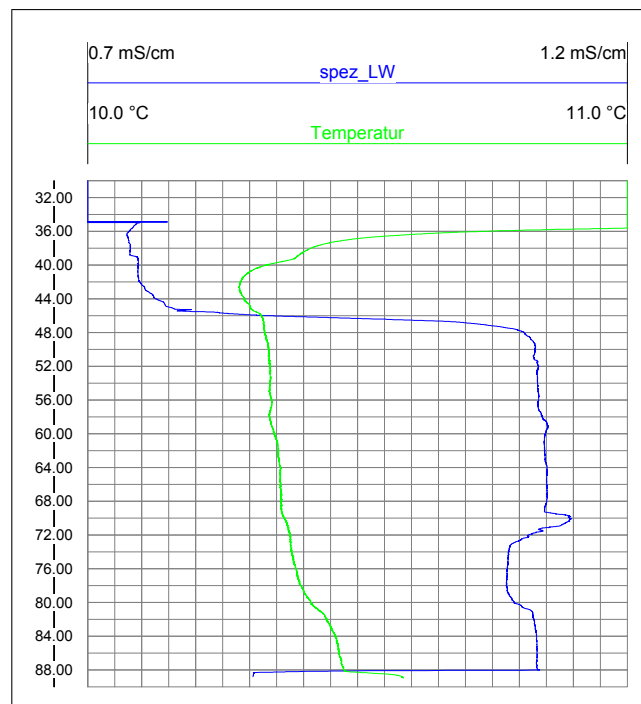


Abb. I.1: Messkurven der Temperatur und Leitfähigkeit in der LGB1 im Teufenbereich von 32 bis 88 m am 14.05.2003

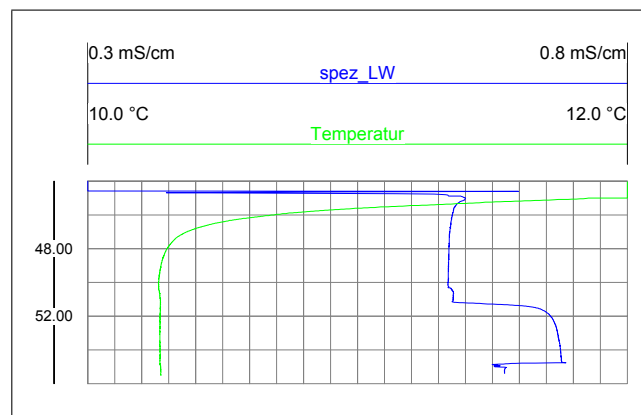


Abb. I.2: Messkurven der Temperatur und Leitfähigkeit in der LGB2 im Teufenbereich von 46 bis 54 m am 14.05.2003

**J Testgebiet 2: Dresden, Ergebnisse der
Fließrichtungsmessungen in der LGB1 und LGB2 am
14.05.2003**

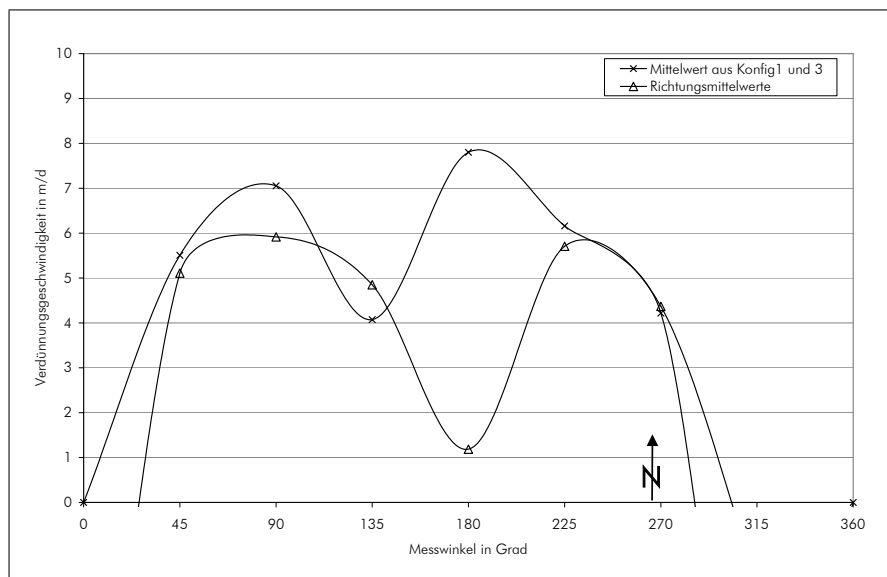


Abb. J.1: LGB1, radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in einer Teufe von 46,5 m und in Abhängigkeit verschiedener Elektrodenkonfigurationen

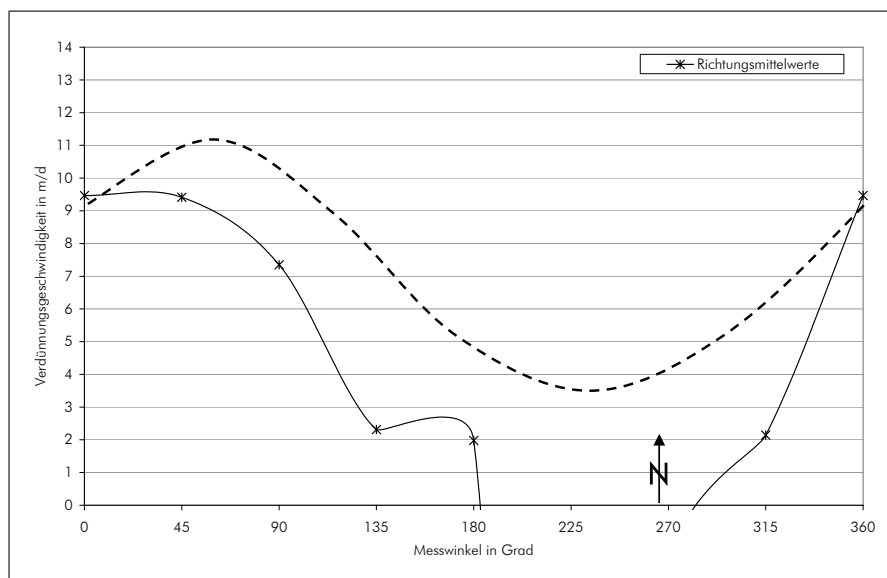


Abb. J.2: LGB2, radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in einer Teufe von 47,5 m

**K Testgebiet 4: Zwickau, Messergebnisse der
Fließrichtungsmessungen in den Jahren 2003 und
2004**

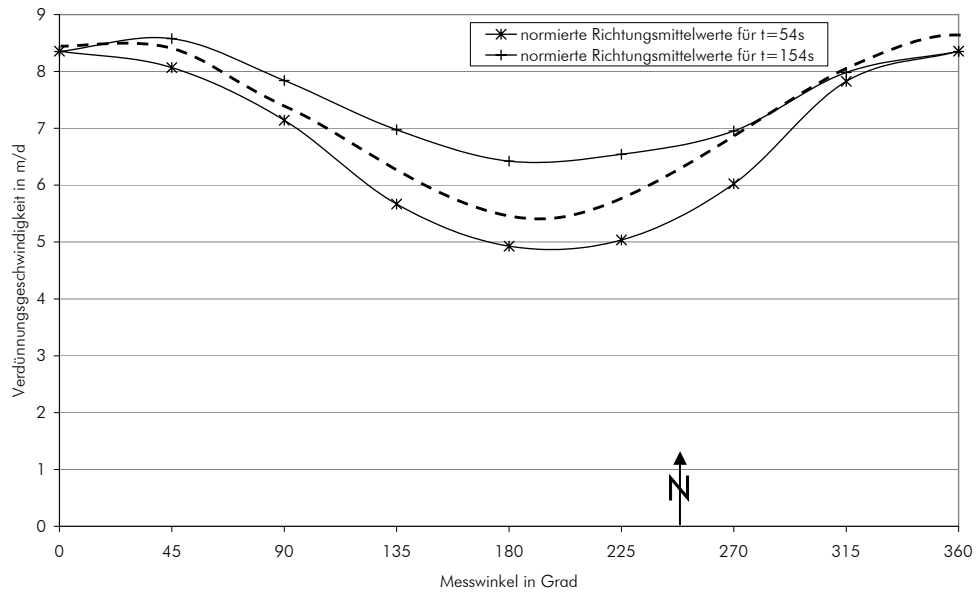
Tab. K.1: *Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2003*

GWM	Datum	Fließrichtung	v_g in m/d
589	27.08.2003	SO	1,6-2
631	27.08.2003	SSO	15
632	27.08.2003	WNW	14-20
637	08.12.2003	WNW	3-4
702	26.08.2003	WNW	3-4
703	27.08.2003	W	10
781	26.08.2003	NNO	10
791	26.08.2003	N	7
798	26.08.2003	SO	8-10

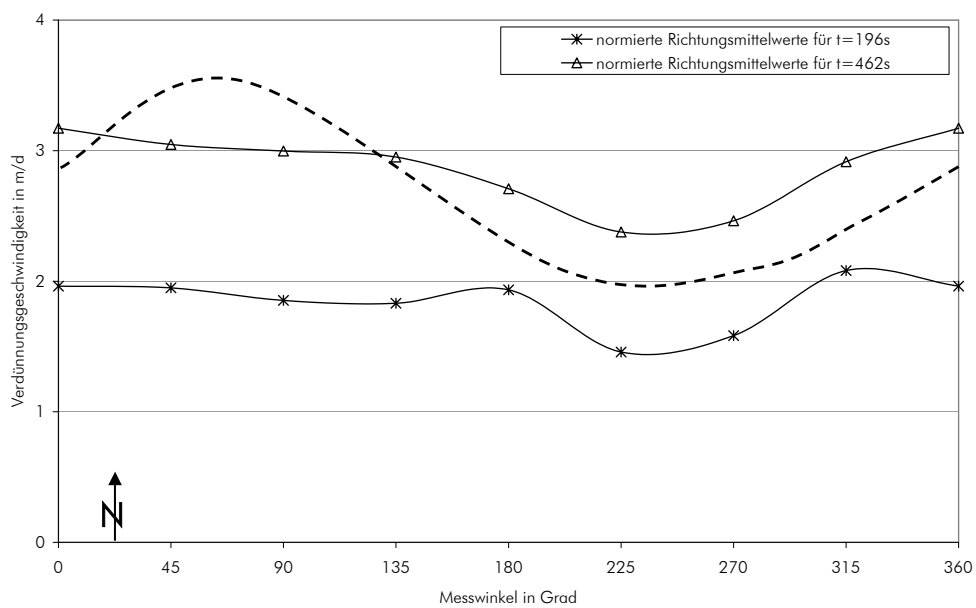
Tab. K.2: *Ergebnisse der Fließrichtungsmessungen 2004*

GWM	Datum	Fließrichtung	v_g in m/d
411	01.09.2004	-	2-3
411	03.11.2004	NNW	2
589	03.11.2004	SSW	7-8
631	01.09.2004	SSW	20
632	01.09.2004	SW	3
637	02.09.2004	SSW	2-3
702	03.11.2004	NNW	16-20
703	31.08.2004	NNO	10-12
703	03.11.2004	NNW	6-8
704	31.08.2004	N	20-24
704	03.11.2004	N	8-12
781	31.08.2004	ONO	16-18
798	31.08.2004	SSO	10-12

L Testgebiet 4: Zwickau, Messergebnisse der GWM 637 für 2003 und 2004



(a) 2003



(b) 2004

Abb. L.1: Messgebiet Zwickau, GWM 637, Radiale Verteilung der Verdünnungsgeschwindigkeit in den Jahren 2003 und 2004

Lebenslauf

Alexander Morgenstern

Persönliche Daten

Geburtsdatum: 25.05.1971
Geburtsort: Erlabrunn
Familienstand verheiratet, 2 Kinder

Ausbildung und Berufstätigkeit

1977 - 1989	Schulbesuch in Dresden mit Abschluss Abitur
1991 - 1993	Studium der Elektrotechnik an der Technischen Universität Dresden
1993 - 1999	Studium der Verarbeitungs- und Verfahrenstechnik an der Technischen Universität Dresden mit Spezialisierung auf Umweltverfahrenstechnik
09/1999	Verteidigung der Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden
02/2000 - 11/2005	wiss. Mitarbeiter am Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
09/2005	Promotion zum Dr.-Ing. an der BTU Cottbus

Kurzfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein neues Einbohrloch-Messsystem zur Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit entwickelt, welches für Untersuchungen im Geschwindigkeitsbereich ab 0.5 m/d einsetzbar ist. Das Messprinzip beruht auf der Erzeugung eines definierten Tracers im Umfeld der Sonde und der Beobachtung des zeitabhängigen Verhaltens der tracerinduzierten Anomalien von Leitfähigkeit und Temperatur im Nah- und Fernfeld. Für die Erfassung der beiden Parameter werden geoelektrische Messanordnungen und Temperatursensoren genutzt. Mit der Entwicklung des TTracerringraum-AustauschVerfahrens wurde ein neues Prinzip zur Erzeugung eines elektrisch und thermisch messbaren Tracers geschaffen, welches ohne Störung des natürlichen Strömungsfeldes eine radial gleichmäßige Tracerverteilung als Startzustand ermöglicht. Durch den Einsatz einer dem Grundwasser bezüglich seiner Dichte angepassten Tracers werden Dichtekonvektionsprozesse vermieden.

abstract

Within the scope of this thesis a new single well borehole measurement system for the investigation of the groundwaterflow direction and velocity was developed. It can be used to measure velocities greather than 0.5 m/d. The measuring principle is based on the creation of a defined tracer inside the well screen of a monitoring well and the observation of the time-dependent change of the tracer-induced anomalies of conductivity and temperature in the near and far field. To measure these two parameters geoelectrical arrays and temperature sensors are used. A new technique was developed that creates a homogeneous tracer distribution in the annulus between probe and casing , which avoids distortion of the natural flow regime. The tracer density is adapted to the groundwater and thus avoids density driven convective processes.

Bisher erschienene Proceedings des DGFZ e.V.:

- | | |
|---------|--|
| Heft 1 | 1. Dresdner Grundwasserforschungstage zu rezenten Themen der applikativen Grundwasserforschung und -entwicklung, 1991 (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 2 | Ehrenkolloquium zu rezenten Problemen der Wasserwirtschaft in Deutschland anlässlich des 75. Geburtstages von Karl-Franz Busch, 1992 (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 3 | 2. Dresdner Grundwasserforschungstage zu rezenten Problemen der Grundwasserbewirtschaftung und des Grundwasserschutzes im Freistaat Sachsen, 1993 |
| Heft 4 | Positionspapiere zur Nutzung von Uferfiltrat und künstlichem Infiltrat zur Trinkwasserversorgung im Großraum Dresden, 1994 (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 5 | 3. Dresdner Grundwasserforschungstage zu aktuellen Dresdner und Leipziger Grundwasserproblemen, 1994 |
| Heft 6 | Ehrenkolloquium zur Wasserbewirtschaftung als komplexe Aufgabe anlässlich des 65. Geburtstages von Dieter Lauterbach, 1995 (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 7 | Kemmesies, O.: Prozessmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien, Dissertation, 1995, (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 8 | 4. Dresdner Grundwasserforschungstage zu rezenten Flutungsproblemen mitteldeutscher und Lausitzer Tagebaurestlöcher (Block I bis III), 1996 |
| Heft 9 | 4. Dresdner Grundwasserforschungstage zu rezenten Flutungsproblemen mitteldeutscher und Lausitzer Tagebaurestlöcher (Block IV und V), 1996 |
| Heft 10 | Rößner, U.: Kinetik mikrobieller Stoffwandlungsprozesse im Grundwasserleiter mit Hilfe von Labormodellen, Dissertation, 1996 |
| Heft 11 | 5. Dresdner Grundwasserforschungstage zur Forschung im DGFZ e.V., Ergebnisse und Entwicklungstrends, Teil 1, 1996 |
| Heft 12 | 5. Dresdner Grundwasserforschungstage zur Forschung im DGFZ e.V., Ergebnisse und Entwicklungstrends, Teil 2, 1996 |
| Heft 13 | 6. Dresdner Grundwasserforschungstage zu aktuellen Arbeiten der Grundwasserforschung und -applikation, 1998 |
| Heft 14 | Werner, F.: Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus, Dissertation, 1999 |
| Heft 15 | Hildenbrand, M.: Akkumulation und Remobilisierung von Schadstoffen im Untergrund am Beispiel nitroaromatischer Verbindungen, Dissertation, 1999 (nicht mehr lieferbar) |
| Heft 16 | Gruhne, M.: Überwachung von Untergrundkontaminationen mit Messungen der komplexen elektrischen Leitfähigkeit, Dissertation, 1999 |

- Heft 17 7. Dresdner Grundwasserforschungstage zu Grundwasser-Monitoring 1999, Anforderungen, Probleme und Lösungen
- Heft 18 Berger, W.: Stoffinventar und Stoffänderungen durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Lausitzer Braunkohlereviers, Dissertation, 1999
- Heft 19 Fechner, T.: Bestimmung von Qualitätsparametern in Kalkstein auf der Basis von Bohrlochradarmessungen, Dissertation, 1999
- Heft 20 Sommer, T.: Grundwasserdynamik und Grundwasserbeschaffenheit in der anthropogen überprägten Flußbaue der Unstrut, Dissertation, 1999
- Heft 21 8. Dresdner Grundwasserforschungstage „Nachsorgender Grundwasserschutz - Prospektion und Grenzen“, 2001
- Heft 22 Giese, R.: Zur Hydraulik dreier nichtmischbarer Fluide in porösen Medien, Dissertation, 2001
- Heft 23 9. Dresdner Grundwasserforschungstage „Innovative Verfahren und Techniken zur Insitu-Grundwasserreinigung“, 2004
- Heft 24 Tränckner, S.: Laborative Untersuchungen natürliche Selbstreinigungsprozesse sprengstofftypischer Verbindungen im Grundwasserleiter und deren Quantifizierung, Dissertation, 2004
- Heft 25 Müller, M.: Modellierung von Stofftransport und Reaktionen mit einem neuentwickelten, gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodell am Beispiel eines Tagebaurestsees, Dissertation, 2004
- Heft 26 Bilek, F.: Beschaffenheitsprognose für den Grundwasserabstrom aus Braunkohle-Tagebaukippen, Dissertation, 2004
- Heft 27 10. Dresdner Grundwasserforschungstage „Nachsorge betriebsbedingter Boden- und GW-Schäden des Bergbaus nach der endgültigen Betriebsstilllegung“ 2005